



## Energiproblemer ved drift af renseanlæg i kolde perioder. Fase 1 (1988-1990)

Schleisner, Liselotte; Scherfig, J.; Kilde, N.A.; Brønd, S.; Rykær, S.

*Publication date:*  
1992

*Document Version*  
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Schleisner, L., Scherfig, J., Kilde, N. A., Brønd, S., & Rykær, S. (1992). *Energiproblemer ved drift af renseanlæg i kolde perioder. Fase 1 (1988-1990)*. Risø-M No. 2947

---

### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

# **Energiproblemer ved drift af renseanlæg i kolde perioder**

Risø-M-2947(DA)

## **Fase I (1988-1990)**

**Lotte Schleisner, Jan Scherfig, Niels Kilde, Søren Brønd, Søren Rykær**

**Forskningscenter Risø, Roskilde  
Januar 1992**

## Abstract.

I vinterperioder, hvor temperaturen af spildevand i renseanlæg kommer under  $4^{\circ}\text{C}$ , opstår der problemer med driften af renseanlægget, idet den biologiske renseproces fungerer med en meget reduceret effektivitet.

Nærværende projekt har haft til formål at undersøge og afhjælpe de energiproblemer, der forekommer ved drift af renseanlæg i kuldeperioder.

Rapporten beskriver første fase af projektet, d.v.s. projektperioden 1988-1990. Der er i denne periode foretaget dataopsamling på forskellige renseanlæg samt udviklet en dynamisk model til beregning af varmetabet fra et renseanlæg.

Arbejdet på projektet er foregået i et samarbejde mellem I. Krüger AS og Forskningscenter Risø.

Projektet er finansieret af Energiministeriets forskningsprogram EFP-88 J.nr. 1223/88-7.

ISBN 87-550-1757-6

ISSN 0418-6435

Grafisk Service, Risø 1992

INDHOLDSFORTEGNELSE	Side
FORORD .....	5
SAMMENFATNING .....	6
KONKLUSION OG ANBEFALINGER .....	7
1. PROBLEMSTILLING OG MÅLSÆTNING .....	10
1.1. Baggrund for projektet .....	10
1.2. Projektets indhold .....	14
2. BELYSNING AF PROBLEMERNE VEDRØRENDE VINTERDRIFT .....	16
3. VURDERING AF MODELLER OG BEREGNINGSMETODER .....	18
3.1. Modelbeskrivelser i litteraturen .....	18
3.2. Modelændringer for danske klimaforhold .....	20
3.3. Temperaturundersøgelser i Danmark .....	21
3.4. Erfaringer fra Sverige .....	22
4. PROJEKTBEKRIVELSE .....	25
4.1. Projektbeskrivelse 1988/89 .....	25
4.2. Projektbeskrivelse 1989/90 .....	26
5. ANLÆGSBEKRIVELSE .....	29
5.1. Them renseanlæg .....	29
5.2. Sorring renseanlæg .....	30
5.3. Vester Bjerregrav renseanlæg .....	31
5.4. Thyborøn-Harboøre renseanlæg .....	33
5.5. Hørning renseanlæg .....	34
5.6. Pandrup renseanlæg .....	36
5.7. Trankær renseanlæg .....	37
6. DATAOPSAMLING OG RESULTATER .....	41
6.1. Databehandling af temperaturmålingerne	
fra 1989 .....	41
6.1.1. Them renseanlæg .....	42
6.1.2. Konklusion af de manuelle målinger i 1989	48
6.2. Databehandling af driftsmålingerne fra 1990 ....	53

	Side
6.3. Kemiske analyser .....	54
6.3.1. Dataindsamling .....	54
6.3.2. Resultater .....	55
6.4. Meteorologi .....	62
7. MODEL TIL BEREGNING AF ENERGIUDVEKSLING MED OMGIVELSERNE .....	68
7.1. Modelopbygning .....	68
7.2. Modelkørsel .....	78
8. EFFEKT AF LÆHEGN/OVERBYGNING .....	84
8.1. Vindforhold .....	84
8.2. Læhegnstyper .....	84
8.3. Læskærme .....	87
8.4. Beregnet effekt af læhegn .....	88
9. ØKONOMISKE BEREGNINGER OVER ALTERNATIVE FORANSTALTNINGER .....	89
9.1. Beskrivelse af normalt benyttet anlæg .....	89
9.2. Beplantning .....	91
9.3. Læhegn .....	91
9.4. Dybe tanke .....	92
9.5. Overdækning .....	93
9.6. Opvarmning .....	94
9.7. Konklusion .....	95
REFERENCER .....	96
APPENDICES:	
1. Data for Hørning renseanlæg .....	98
2. Data for Pandrup renseanlæg .....	99
3. Data for Trankær renseanlæg .....	100
4. Kemiske analysemetoder .....	101
5. Databehandling af temperaturmålingerne fra 1989 .....	104
6. Datablad for MYLOG-datalogger .....	128
7. Program for model til beregning af energiudveksling .	130

## FORORD

I 1988 blev der under Energiministeriets Forskningsprogram (område 6: Energianvendelse i erhvervslivets processer og produkter) bevilget Risø et beløb til undersøgelse af forskellige renseanlægs drift i kuldeperioder for således at vurdere energiproblemerne i kolde perioder.

Projektet blev opstartet i efteråret 1988 og var forventet at kunne afsluttes i 1990, således at der kunne indhentes driftsdata fra 2 vintre. Disse vintre har imidlertid været så milde, at de forventede variationer i driftsforholdene på renseanlæggene ikke er indtrådt. Det har derfor været nødvendigt at udskyde projektet et år.

Projektet er udført som et samarbejde mellem I. Krüger AS og Forskningscenter Risø. Fra I. Krüger AS har hovedkontoret i Søborg samt procesafdelingen i Åbyhøj deltaget. Fra Forskningscenter Risøs side har Energisystemgruppen i Systemanalyseafdelingen deltaget. Projektledelsen er blevet varetaget af Forskningscenter Risø.

Følgende personer har deltaget i projektet:

### Forskningscenter Risø

Michael Madsen (projektleder indtil 1989)

Lotte Schleisner (projektleder fra 1.maj 1989)

Niels A. Kilde

Jan Scherfig (gæsteforsker).

### I. Krüger AS

Keld Nymann Jensen (projektansvarlig for IK)

Søren Rykær

Søren Brønd.

Første fase af projektet er afsluttet med nærværende rapport.

## SAMMENFATNING

Første fase af projektet "Energiproblemer ved drift af renseanlæg i kuldeperioder" er blevet afsluttet med følgende rapport. Projektet vil blive videreført med et detaljeret måleprogram i vinteren 1991-92, således at der vil foreligge tilstrækkeligt godt datamateriale til at afprøve og videreudvikle den i projektet udviklede model.

Rapporten er delt op i 4 hovedafsnit, som følger:

Kapitel 1 til kapitel 3 omhandler generelle oplysninger vedrørende problemerne ved drift af renseanlæg i kuldeperioder.

Kapitel 4-6 udgør en beskrivelse af projektindholdet i perioden 1988 til 1991 samt en mere detaljeret beskrivelse af de udvalgte renseanlæg og den på renseanlæggene udførte dataopsamling. Appendix 1-5 er tilknyttet dette hovedafsnit.

Et særskilt hovedafsnit udgør kapitel 7, der beskriver den udviklede model til beregning af energiudveksling med omgivelserne. Ud fra denne model vil det ved en videreudvikling være muligt at beregne energiudvekslingen med omgivelserne så godt, at modellens påvirkelighed overfor de meteorologiske data kan vurderes, og effekten af eksempelvis læhegn eller overdækning kan beregnes ud fra modellen. Programmet for modellen findes i Appendix 6.

Da specielt vinden er af afgørende betydning for energiudvekslingen, behandles de forskellige former for læeffekter i kapitel 8, og rapporten afsluttes med en økonomisk beregning af læeffekter samt alternative foranstaltninger.

## KONKLUSION OG ANBEFALINGER

Der blev i vinteren 1989 foretaget manuelle temperaturmålinger på en serie renseanlæg af forskellige typer. Disse målinger har vist følgende:

- Der forekom både stigende og faldende temperaturer mellem indløb og udløb for samme klimatiske konditioner.
- Manuelle temperaturmålinger (som også er benyttede i de i litteraturen beskrevne undersøgelser) er ikke tilstrækkelig nøjagtige og har en alt for lav observationstæthed til at kunne konkludere, om visse anlægstyper er mere temperaturfølsomme end andre.
- Den forventede sammenhæng mellem temperaturfald og overflade/volumenforholdet for anlæggene kunne ikke observeres.
- Det kan ikke registreres, om nogle anlægstyper har større tendens til afkøling end andre.
- Det har ikke kunnet registreres, om visse beluftningssystemer har større tendens til afkøling end andre.

På baggrund af perioden med manuelle registreringer kunne det konstateres, at temperaturforholdene i renseanlæggene må registreres med datalogger og kalibrerede temperatursonder for at opnå den nødvendige observationstæthed og nøjagtighed.

I vinteren 1990 blev der foretaget målinger med datalogger på Trankær og Hørning renseanlæg. Resultatet af disse målinger viste følgende:

- Amplituden på døgnsvingninger i tilløbstemperaturen kan observeres og er i størrelsesordenen 1-2°C i undersøgelsesperioden.



- For begge renseanlæg var temperaturfaldet gennem anlægget meget begrænset og kunne registreres til  $0.2-0.5^{\circ}\text{C}$ .
- Målinger på Trankær renseanlæg har f.eks. vist en svag temperaturstigning på grund af en stigende tilløbstemperatur, selv om den atmosfæriske temperatur var ca.  $10^{\circ}\text{C}$  lavere end vandtemperaturen. Denne registrering blev gjort i vindstille vejr.

Der er i projektet gjort forsøg på at bruge de i litteraturen beskrevne modeller på Trankær renseanlæg i tidsperioder, hvor lufttemperaturen faldt  $10^{\circ}\text{C}$  over ét døgn. Dette gav ikke brugbare resultater. Årsagen hertil er, at de eksisterende modeller alle er baserede på steady state forhold og månedsmiddeltemperaturer, mens de hurtige temperaturændringer i Nordeuropa i stedet kræver, at en dynamisk model benyttes.

Der er derfor i projektet udviklet en model, der giver et dynamisk billede af temperaturændringer over én til fire uger i tidsintervaller fra én til seks timer.

Den her udviklede dynamiske model inkluderer også en forbedret analyse af vindeffekten, energitilførsel fra solen, samt af ændringerne i temperaturen af tilløbssvandet og energiindhold i vandet i et anlæg.

Vindhastigheden er fundet at være af meget stor betydning i modellen. Det er derfor vigtigt at få en korrekt måling af vindhastigheden tæt på anlægget, hvor de lokale læforhold også tages i betragtning. Denne i Fase I udviklede dynamiske model følger de aktuelle målte temperaturer godt i vindstille vejr og ved lave vindhastigheder. Ved høje vindhastigheder viser modellen derimod større temperaturfald, end der er registreret.

Modellen vil derfor i Fase II blive videreudviklet i forhold til vindforholdene, og der vil blive foretaget lokale klimamålinger ved de undersøgte renseanlæg.

Over en langtidsperiode viser modellen en beregnet afkøling, der er større end den registrerede. Dette skyldes, at den langbølgede stråling eller/og solstrålingen er beregnet for højt. Disse dele af modellen vil blive videreudviklet i Fase II, 1991/92.

På baggrund af bl.a. det udførte modelarbejde kan følgende konkluderes på nuværende tidspunkt:

- Temperaturændringer i renseanlæg i den målte periode forårsages væsentligst af
  - a. tilførsel af indløbsvand med en temperatur, der er forskellig fra temperaturen i anlægget, og
  - b. energiudveksling mellem vandet i renseanlægget og atmosfæren.
- Den vigtigste forudsætning for at garantere et renseanlægs funktion i kuldeperioder er således at forhindre afkøling af tilløbet gennem tilførsel af koldt overfladevand. Selv en total overbygning af et mindre anlæg kan ikke forhindre temperaturproblemer, hvis anlægget modtager tilløb fra et fælles kloakeret område.
- Uacceptable fordampnings- og konvektionsenergitab kan formindskes på udsatte anlæg ved plantning af læhegn.
- Store anlæg (større end 500.000 PE) er ikke så udsatte for temperatursvingninger på grund af den temperatur- og flow-udjævnende effekt forårsaget af et geografisk stort opland.

## 1. PROBLEMSTILLING OG MÅLSÆTNING

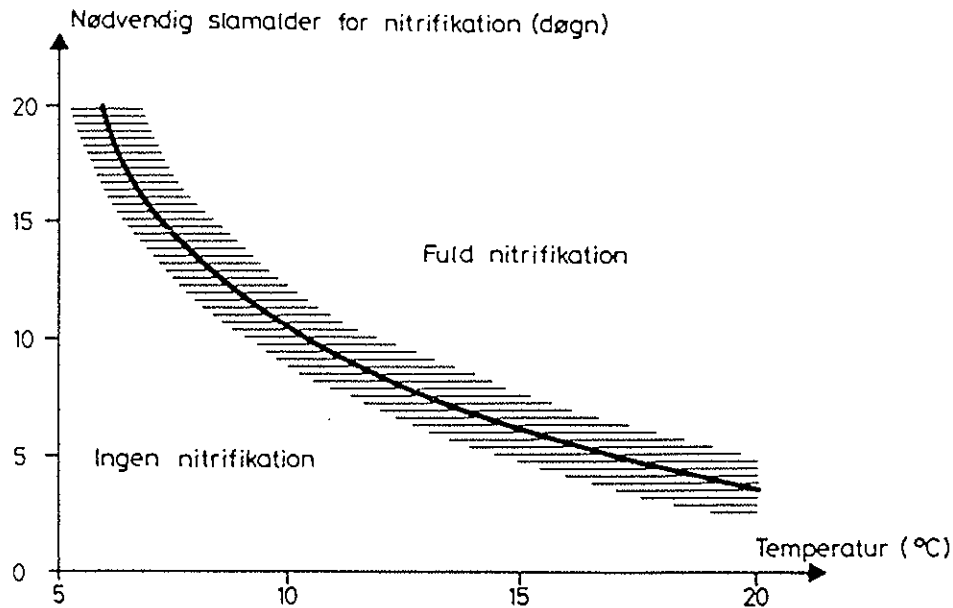
### 1.1. Baggrund for projektet

Det har i fagkredse været en kendt problematik, at der er driftsproblemer ved mindre renseanlæg i kuldeperioder. Således kan der ske en direkte tilfrysning af vandoverfladen i proces-tankene. Denne kraftige afkøling af spildevandet resulterer i, at den biologiske renseproces fungerer med en meget reduceret effektivitet.

På større renseanlæg er der ligeledes kuldeproblemer, idet vandtemperaturen i luftningstankene falder med en reduceret biologisk omsætningshastighed til følge. Disse lave omsætningshastigheder medfører, at opholdstiden skal være længere om vinteren end om sommeren for at opnå tilsvarende rensegrader. En forøgelse af opholdstiden resulterer alt andet lige i en forøgelse af bassinvoluminerne.

Ud over en reduceret biologisk aktivitet kan der opstå mekaniske problemer som følge af tilisning. De mekaniske driftsproblemer som følge af kulden er især centreret omkring bevægelige broer, sprinklere, riste og kemikaliedoserings-anlæg.

Den biologiske kvælstoffjernelse er den mest temperaturfølsomme proces i renseanlæggene. Den foregår i to trin, nitrifikation og denitrifikation, hvilke begge er stærkt temperaturafhængige processer. Således er nitrifikationsprocessen eksponentielt følsom over for faldende temperaturer, og fra 8°C og ned efter falder reaktionshastighederne stærkt. En reduktion fra 8°C til 5°C betyder ca. 60% øgning af det samlede luftningstankvolumen, og ved yderligere temperaturfald går nitrifikationsprocessen i praksis i stå. Figur 1.1 viser den nødvendige aerobe slamalder for en nitrifikationsproces. Den biologiske kvælstoffjernelse er den eneste i praksis anvendelige proces til reduktion af kvælstof fra spildevand.



Figur 1.1. Nødvendig slamalder for en nitrifikationsproces  
(ref. 16)

Forholdene i renseanlæggene er naturligvis meget mere komplicerede, og en reduceret kvælstoffjernelse er desuden afhængig af anlægstype, slamkoncentration, kuldeperiodens længde, akutte nedfrysninger, smeltevand m.v. I et aktiv slam anlæg er der tale om en udvaskning af de nitrificerende bakterier, når deres væksthastighed bliver lavere end slamalderen i anlægget. Ved stigende spildevandstemperaturer om foråret sker der igen en langsom opbygning af den nitrificerende bakteriekultur.

Nitrifikationsprocessen er en forudsætning for at kunne gennemføre en vidtgående kvælstofreduktion gennem denitrifikationsprocessen.

Såfremt der ikke gennemføres en nitrifikation af ammoniakindholdet i spildevandet, vil der ske et iltforbrug i den efterfølgende recipient, hvor den biologiske oxidation kan forventes at ske.

Udledningen af ammoniak kvælstof til en recipient kan medføre toksiske effekter på f.eks. fisk. Den udissocierede form af ammoniak er giftig for fisk i koncentrationer helt ned til

0.2-0.3 mg  $\text{NH}_3\text{-N}$ /l. Idet ligevægten mellem den udissocierede og dissocierede form for ammoniak er pH-afhængig med en  $\text{pK}_s$ -værdi på ca. 9.2, vil den toksiske effekt være knyttet til perioder med høj fotosynteseaktivitet.

I forbindelse med vandmiljøplanen er det vedtaget, at der skal foretages en reduktion af såvel kvælstof- som fosforudledning fra de kommunale renseanlæg. I planen opereres der med to forskellige anlægsstørrelser, for så vidt angår kvælstoffjernelse.

Hvis et anlæg har fået meddelt udledningstilladelse inden 19. december 1987, skal anlægget kun opfylde krav til kvælstoffjernelse, hvis kapaciteten er større end 15.000 PE. Hvis anlæggets kapacitet er mellem 5.000 og 15.000 PE, skal der ikke gennemføres en kvælstofreduktion.

Ved nyanlæg bliver grænsen for kvælstoffjernelse på 5.000 PE.

Såfremt der bør tages hensyn til særligt følsomme recipienter, har amterne mulighed for at skærpe rensekravene.

Grænseværdierne for udledning af ammoniak kvælstof fra renseanlæg er forskellig fra anlæg til anlæg. Som eksempel på et udlederkrav kan følgende nævnes:

$\text{NH}_3\text{-N} < 2.0 \text{ mg/l}$  i perioden 01.05 - 30.10

$\text{NH}_3\text{-N} < 4.0 \text{ mg/l}$  i perioden 01.11 - 30.04

Herudover har amterne som hovedregel tilføjet en passus omkring sammenhængen mellem nitrifikationen og spildevandstemperaturen i tilløb- eller procestankene. Kravet til nitrifikation bortfalder således, såfremt en bestemt temperatur gennem længere tid er blevet målt over en given periode i anlægget. Denne passus er indføjet primært på grund af, at renseanlægene bliver uhensigtsmæssigt store, såfremt anlæggene skal kunne nitrificere under alle temperaturforhold.

I dag garanteres der normalt kun for funktionen af rensepro-

cesserne ved en gennemsnitlig temperatur i spildevandet i behandlingstrinnene ned til 7-8°C.

De registrerede problemer med kraftige temperaturfald i procestankene i vinterperioden kan skyldes flere ting. Er spildevandets temperatur lav ved indløb til renseanlæg, er det en kloakerings- og oplandsmæssig betinget lav temperatur. Er der derimod tale om et temperaturfald gennem renseanlægget, er det en funktion af anlægs-, placerings- og klimamæssige forhold.

Rørledningerne til transport af spildevand er normalt placeret i en sådan dybde, at temperatursvingningerne i det omgivende jordmiljø er relativt begrænset set over året. Temperaturen vil forventeligt variere omkring 8°C, og spildevandet vil nærme sig denne temperatur som følge af varmeudveksling samt eventuel indsivning. I fælleskloakerede områder vil temperaturen i vandet fra overfladestrømningen naturligvis påvirke det øvrige spildevand i op- eller nedadgående retning.

De mulige løsninger af kuldeproblemet vil i mange tilfælde være meget energikrævende og medføre betydelige omkostninger. Der kan eventuelt blive tale om opvarmning af spildevand, overdækninger, forøgelse af tankdybde, ændringer af beluftningsudstyr, indgreb i kloaknet m.v. Endvidere kan det blive aktuelt at indføre alternative processer med dykkede biologiske filtre eller bundfældning af organisk materiale ved kemikalietilsætning. Ved bundfældningen fjernes organisk stof, og der frigøres volumen i beluftningsdelen til nitrifikation.

Generelt kan det konstateres, at anlægsudbygninger med henblik på kvælstoffjernelse vil medføre væsentligt forøgede opholdstider for spildevandet og deraf følgende større afkøling.

Som en aktuel mulighed for hjælp til at processerne på renseanlæggene kan forløbe ved lavere temperaturer kan nævnes en bedring af temperaturforholdene ved tilløbet til et renseanlæg. En sådan temperaturbedring i tilløbet kan udføres ved indgreb på kloaksystemet, således at indsivning, smeltevands-tilløb etc. reduceres betydeligt.

Indtil nu er der kun omtalt kvælstoffjernelse ved hjælp af suspenderet slamkultur, hvilket er den mest kendte metode og hermed også den i Danmark mest anvendte.

Kvælstoffjernelse kan også foretages med en biofilm-teknologi, hvor bakterierne sidder fast på et bæremedie, f.eks. sten, plast, polystyren eller "Leca-nødder". Biologiske filtre er ofte dyrere at bygge end aktiv slamanlæg, men behovet for en lille overbygning kan gøre denne teknologi interessant ud fra et energimæssigt synspunkt.

Kvælstoffjernelse fra spildevand kan dog også gennemføres ad kemisk vej, idet der kan foretages en ammoniakstripping ved at hæve pH til ca. 11 og udblæse den udissozierede ammoniak. Driftsomkostningerne er imidlertid temmelig høje, og metoden synes ikke at være et alternativ til en biologisk fjernelse af kvælstof fra spildevandet.

For en suspenderet slamkultur vil der være behov for væsentligt større volumina i aktivslamdelen, for at processen kan forløbe tilfredsstillende ved lave temperaturer om vinteren. Det større volumina vil normalt være i overskud om sommeren. Alternativt til bygning af dette større volumen kan der om vinteren foretages kemikaliedosering foran de biologiske rensetrin f.eks. i eksisterende bundfældningstanke. Ved bundfældningen fjernes organisk stof, og der frigøres herved volumen i beluftsdelens, således at nitrifikationsprocessen kan forløbe.

## 1.2. Projektets indhold

For at klarlægge kuldeproblemet's omfang er det nødvendigt at etablere et overblik over de mange forskellige årsager, der kan være til lave procestemperaturer, hvilket medfører problemer med renseprocessen.

Der iværksættes et måleprogram, der udformes således, at de indsamlede data i så stor udstrækning som muligt kan danne

basis for dette. Følgende tre emner kan analyseres separat:

1. Temperatur i tilløb til anlæg.
2. Temperaturforløb i anlæg.
3. Temperaturenens betydning for processen.

For et givet anlæg kan resultaterne af ovenstående kombineres til en samlet vurdering.

Med baggrund heri og ved hjælp af videreudviklede beregningsmetoder vurderes de energimæssige konsekvenser samt drifts- og anlægsudgifter for forskellige tekniske foranstaltninger:

- overdækning af tanke og procesudstyr (ventilation og fugtproblemer)
- ændringer i tankgeometri, dybere tanke med mindre overflader (varmetab til omgivelser)
- ændringer i beluftningsudstyr, overflade- eller bundbeluftning (varmeovergang ved overflader, kompressionsarbejde)
- opvarmning af spildevand, f.eks. med varmepumper (el- og brændselsforbrug)
- afhjælpning af mekaniske problemer ved isdannelser (brug af varmeslanger og el-tracing)
- indgreb i afløbsnettet.

Ud fra dette vurderes den bedst egnede metode til løsning af kuldeproblemet ud fra et energimæssigt og økonomisk synspunkt.



## 2. BELYSNING AF PROBLEMERNE VEDRØRENDE VINTERDRIFT

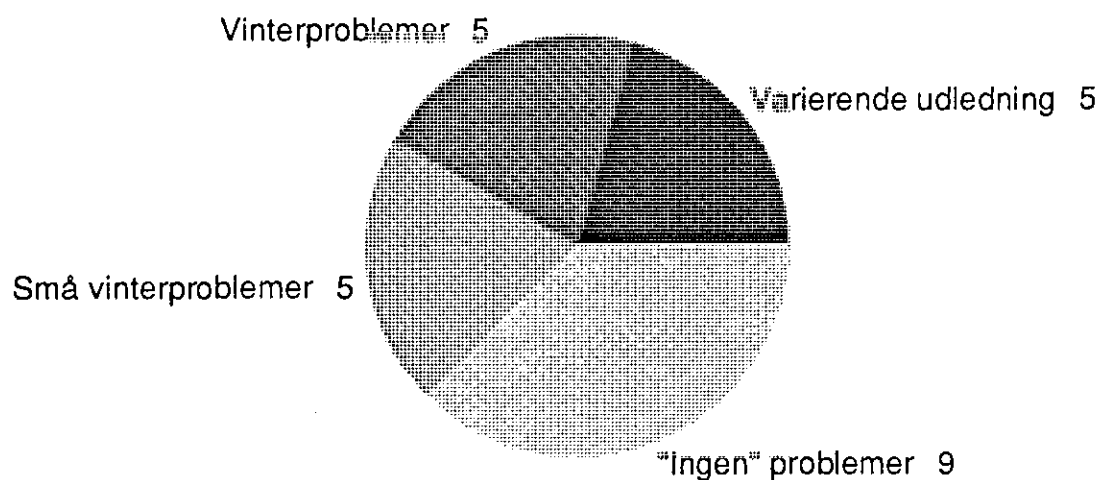
En række danske renseanlæg fungerer med nedsat nitrifikation om vinteren. Hovedparten af anlæggene har dog over ét år en gennemsnitlig udledt ammoniakkoncentration under 2 mg/l, og det har således i den periode, der er blevet undersøgt, været muligt at overholde de typiske udlederkrav (ref. 1). Der er i denne forbindelse ikke foretaget en vurdering af belastningsgraden på disse anlæg. Ligeledes er der ikke sket en vurdering af kloakoplandet med hensyn til separat kontra fælles kloakeret opland.

En analyse af 24 fynske anlægs drift foretaget af Fyns Amtskommune i perioden 1980 til 1988 viser, at anlæggene kan opdeles i 4 hovedgrupper med hensyn til udledningens mønster over året (ref. 1):

- Anlæg med konstant lav ammoniakudledning, eller med kun få enkeltstående høje værdier, tilfældigt fordelt.
- Anlæg med mindre stigninger i udledning visse vintre.
- Anlæg med væsentlige ammoniakudledninger stort set hver vinter.
- Anlæg med generelt ujævn ammoniakledning, som ikke er knyttet specielt til vinterhalvåret.

Fordelingen af de 24 anlæg i de 4 hovedgrupper fremgår af Figur 2.1.

Som det ses, er der vinterproblemer ved mange af de fynske renseanlæg, men ud fra det foreliggende materiale over anlæggene er det ikke muligt at vurdere baggrunden for vinterproblemerne på de enkelte anlæg. Problemerne kan være forårsaget af såvel lav tilløbstemperatur, anlæggets opbygning, specielt kolde vintre, uheldige driftsforhold som ændringer i belastningsforholdene.



Figur 2.1. Lagkagediagram over 24 fynske renseanlæg opdelt i 4 hovedgrupper (ref. 1)

For at kende baggrunden for problemerne under vinterdriften på renseanlæggene er det derfor nødvendigt at foretage en langt mere detaljeret undersøgelse af driftsforholdene. Således er det væsentligt at kende temperaturforløbet gennem de forskellige renseanlæg og klarlægge hvilke forhold, der er afgørende for temperaturvariationerne gennem de forskellige bassiner. Det kan herved vurderes, om de enkelte anlægs konstruktive udformning og drift har væsentlig betydning for vinterproblemerne, og om én type renseanlæg fungerer bedre end andre.

### 3. VURDERING AF MODELLER OG BEREGNINGSMETODER

#### 3.1. Modelbeskrivelser i litteraturen

Forholdene omkring renseanlægs funktion har ikke alene interesse i Danmark. På grund af de nitrificerende og denitrificerende bakteriers temperaturfølsomhed har der været foretaget adskillige undersøgelser over anlægs driftsforhold gennem årene. En gennemgang af de tidligste undersøgelser er givet i ref. 11. Mange af disse tidlige undersøgelser er baseret på empiriske relationer, hvilket gør, at de ikke generelt kan bruges på andre lokaliteter og ved ændrede typer af renseanlæg. Novotny & Krenkel (1973) (ref. 11) opstiller en detaljeret energibalance for et renseanlæg, og deres model indeholder både en overordnet energibalance for det totale anlæg og udtryk for de vigtigste enkelte led i energibalancen. Energiflansmodellen består af følgende enkelte led:

kortbølge (sol) stråling  
langbølge (atmosfærisk) tilbagestråling  
fordampning fra overfladen  
konvektion fra overfladen, og  
fordampning forårsaget af beluftningssystemet.

Den vigtigste forskel mellem Novotny og Krenkels model og de tidligere modeller er, at de enkelte led i modellen alle er baseret på den fundamentale varmevekslingsteori og de seks grundliggende variabler, vandtemperatur, lufttemperatur, vindhastighed, solindstråling, luftfugtighed og skydække.

Solindstrålingen er baseret på kurver over strålingsfaktoren givet for forskellige breddegrader, og den langbølgede tilbagestråling er forskellen mellem den indkomne stråling fra- og tilbagestrålingen til rummet.

Energiudvekslingen forårsaget af langbølgestråling er beregnet på basis af Stefan Boltzman-lov, men en approximation er be-

nyttet.

Overfladefordampning og konvektion beregnes ved hjælp af en empirisk formel for vanddampudvekslingskoefficienten. For at forenkle beregningerne er tilnærmede værdier, baseret på månedsgennemsnit, benyttet.

To forskellige formler for energiudvekslingen ved belufts-systemet er givet. Den første er benyttet for bundbeluftning, og den anden for overfladebeluftning.

Argaman og Adams (1977) (ref. 7) bygger på ref. 11 med flere væsentlige forbedringer af modellen. To led i modellen tilføjes for biokemisk og mekanisk energitilførsel. Et energitab til jorden gennem basinvæggene er også beregnet, men er vist at være så lille, at det kan udelades. Den relative betydning af de enkelte led i energibalancen er beregnet, og modelresultatet er sammenlignet med målte gennemsnitsværdier for 12 måneder for et renseanlæg. Denne model viser god overensstemmelse mellem beregnede og målte værdier. På grund af meget begrænsede temperaturmålinger er det konkluderet, at verifikationen af modellen ikke er komplet.

Talati og Stenstrom (1990) (ref. 8) fortsætter udviklingen af modellen men ændrer beregningen af solindstrålingen, så den bestemmes som en funktion af årstiden, skydækket og breddegraden. Ændrede udtryk for energitab på grund af beluftning er præsenteret, men en vurdering af disse foreslåede ændringer forekommer ikke at forbedre modellen, hvorfor udtrykkene i ref. 7 er bibeholdt i den model, der bruges i denne rapport. Energitilførslen fra de mekaniske dele af renseanlægget er beregnet på basis af virkningsgrader for kompressorer etc., og denne forbedring er benyttet her. I ref. 8 er modellen benyttet til beregning af udløbstemperaturer for 17 forskellige tilfælde inklusiv de 12 situationer i ref. 7, og modellen viser igen god overensstemmelse mellem de beregnede og målte værdier.

I en rapport udarbejdet af VKI (ref. 1) og Jansen et al. (ref. 3) er der opstillet en model, der i det væsentlige indeholder de samme energiudvekslinger som i de ovenfor beskrevne modeller, men hvor de detaljerede modeludtryk for de enkelte led afviger på mange måder fra de ovenstående modeller (ref. 11, 7 og 8).

I VKI's model er energitabet forårsaget af fordampning beregnet ved brug af et udtryk for ruheden i landskabet omkring et renseanlæg. I den gennemførte sensitivitetsanalyse er denne antaget at variere fra  $z_0 = 0.01$  meter for åbne landskaber til  $z_0 = 0.3$  meter for landbrugsområder med mange hegn. En vurdering af det benyttede udtryk viser et fundamentalt problem ved denne model, idet en større værdi af  $z_0$  (bedre læ) giver en mindre værdi af det benyttede forhold  $[\ln(z_1/z_0)]^2$  og dermed et større energitab, idet tabet er omvendt proportionalt med det benyttede forhold. Dette er dog i strid med de praktiske erfaringer. Det benyttede forhold indgår på samme måde i udtrykket for energitabet forårsaget af konvektion, og modellen forudsiger igen, i modsætning til erfaringerne, et øget energitab, hvis der skabes bedre læforhold. Endelig forudsiger VKI's model, at energitabet fra tilbagestråling til rummet er uvæsentlig, hvilket ikke stemmer med andre undersøgelser. Af disse grunde blev det besluttet at bruge de i ref. 11, 7 og 8 beskrevne modeller som grundlag for denne rapport.

### 3.2. Modelændringer for danske klimaforhold

De ovenfor beskrevne modeller har alle til fælles, at de er udviklede for og verificeret ved væsentlig varmere klimaforhold, end der ses i Danmark om vinteren. Samtidig er modellen i det væsentligste kun verificeret for situationer med store svingninger i tilløbstemperaturen. Da anlægstemperaturen er beregnet som summen af en relativt stor ændring i tilløbstemperaturen og temperaturændringerne forårsaget af de enkelte, og relativt små, energiudvekslinger, kan dens validitet (gyldighed) ikke tages for givet.

Den største mangel ved modellerne er, at de alle er baseret på månedsmiddelværdier. Denne fremgangsmåde giver acceptable resultater, når modellerne benyttes under klimaforhold, hvor temperaturændringerne er langsomme, og ændringerne fra dag til dag er små. Forsøg på at bruge en sådan model på et typisk renseanlæg, når udetemperaturen faldt med  $10^{\circ}\text{C}$  over et døgn, gav ikke godt resultat. Det var derfor nødvendigt at udbygge modellen, som beskrevet i kapitel 7, så energiindholdet i vandet i renseanlægget også inkluderes. Behovet for denne ændring i modellen stemmer også med erfaringer fra Sverige (ref. 12). De største temperaturproblemer forekommer generelt ikke i de koldeste perioder men i stedet i tøvejr, hvor tilløb af smeltevand kan forårsage et drastisk temperaturfald. Dette fører foruden nedsat biologisk aktivitet også til forringet slamfældning på grund af den medfølgende forøgelse af vandets viskositet (op til 40% højere viskositet). Et af de større problemer i Danmark er, at korte tøvejrperioder kan forekomme ofte selv i milde vintre. Modeller, der er baseret på månedsmiddeltemperaturer vil ikke vise disse vigtige korte perioder og derfor give et forkert, og ofte for godt, billede af de faktiske forhold.

### 3.3. Temperaturundersøgelser i Danmark

En undersøgelse af vintertemperaturforhold i danske renseanlæg er foretaget af Vandkvalitetsinstituttet i 1988 (ref. 1). Undersøgelsen omfattede 24 anlæg på Fyn, samt - mere detaljeret - anlæggene i Søholt og Frederikssund. Resultaterne viste, at ud af de 24 fynske anlæg har 10 vinterproblemer, der nedsætter kvælstoffjernelsen. Undersøgelsesmaterialet tillod dog ikke, at der kunne drages specifikke konklusioner vedrørende årsagen til den nedsatte virkning, såsom sænket tilløbstemperatur eller stort energitab i selve anlægget forårsaget af dets udformning.

Typiske temperaturer i anlæggene varierer fra  $18^{\circ}\text{C}$  om sommeren til  $6-7^{\circ}\text{C}$  om vinteren. Nogle anlæg har temperaturer ned til  $4^{\circ}\text{C}$ , hvor nitrifikationen helt ophører.

Temperaturfaldet i to af de undersøgte anlæg, Søholt og Frederikssund, viser, at der er en klar effekt af anlægsopbygningen. Det største fald, ca.  $3^{\circ}\text{C}$ , blev målt på Søholt. Dette anlæg er beliggende ret udsat for vindpåvirkning, har lave skrånende sider og et stort overflade/volumenforhold. På Frederikssund renseanlæg var det målte temperaturfald kun omkring  $1^{\circ}\text{C}$ , og dette kan forklares ved, at anlægget ligger mere beskyttet fra vindpåvirkning, har lodrette vægge med ca. en meter mellem vandoverfladen og toppen af tankene, og et mindre overflade/volumenforhold. Selvom denne forskel,  $2^{\circ}\text{C}$ , i temperaturfaldet i anlægget kan synes lille, har den meget stor betydning for kvælstoffjernelsen, fordi den svarer til en sænkning af reaktionshastigheden på omkring 50 procent.

#### 3.4. Erfaringer fra Sverige

Undersøgelser foretaget af Marklund (ref. 12) har vist, at lave temperaturer og problemer ved vinterdrift observeres næsten udelukkende under to konditioner. Den første er de anlæg, der modtager afløbsvand fra byer, hvor vandforsyningen til byen har en meget lav temperatur, omkring  $1^{\circ}\text{C}$ . Denne kondition findes sjældent i Danmark. Den anden (ref. 13), og mere hyppige, findes i de anlæg, der modtager spildevand fra et fælles kloakeret område. Her observeres det oftest, at et anlæg kan fungere godt om vinteren, hvor frosten resulterer i elimination af overfladevand til anlægget. Problemerne opstår derimod, så snart tøbruddet sætter ind, både på grund af den større vandmængde og især på grund af temperaturfaldet forårsaget af smeltevand med dets meget lave temperatur.

Särner (ref. 14) påviser, at smeltevandet i fælleskloaksystemet for nord-svenske renseanlæg forårsager de største vinterproblemer. Problemerne skyldes især tre effekter:

Den temperatursænkning, der opstår som følge af smeltevands-tilløb, nedsætter den biologiske reaktionshastighed, samtidig med at den hydrauliske opholdstid formindskes på grund af det forøgede tilløb.

Den anden effekt er, at smeltevandet giver den modsatte virkning af, hvad der burde ske, nemlig at den nedsatte reaktionshastighed skulle have været modsvaret af en forlænget opholdstid i den biologiske del af renseanlægget.

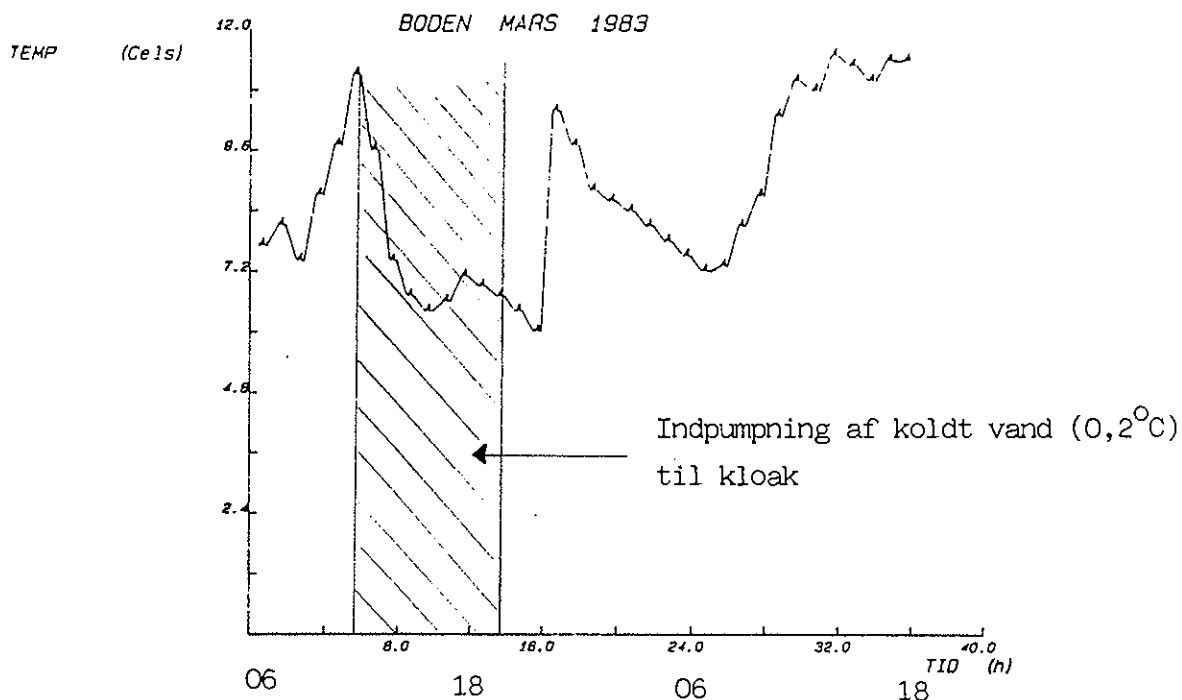
Den tredje effekt af afkølingen forårsaget af det tilløbne smeltevand er en viskositetsforøgelse, der formindsker efterklaringstankenes effektivitet. Denne effekt søgtes belyst af Hennebring et.al. (ref. 15), men kunne dog ikke adskilles fra effekter forårsaget af det forøgede tilløb. Derimod forårsagede temperaturvariationerne i tilløbet, at der opstod temperaturgradienter i efterfældningstankene med påfølgende strømninger forårsaget af den vekslende massefylde i tankene.

Temperaturændringerne i tilløbet er en meget vigtig parameter, idet målte temperatursvingninger kan være op til  $4,5^{\circ}\text{C}$  i tørvejr indenfor et døgn om vinteren, faldende til  $3,3^{\circ}\text{C}$  i snesmeltningssperioder. Men det er vigtigt at observere, at denne  $3,3^{\circ}\text{C}$  døgnvariation sker omkring en  $3-4^{\circ}\text{C}$  lavere døgnmiddeltemperatur under snesmeltningen end under tørvejrsperioden.

En simuleret snesmeltning blev gennemført ved Bodens Avloppsreningsverk i marts 1983. Denne blev gennemført ved at pumpe koldt åvand ( $0,2^{\circ}\text{C}$ ) til kloaksystemet. Under og efter denne periode blev temperaturforholdene i efterklaringstankene målt og temperaturgradienterne fastlagt.

Indpumpningen, der svarede til en fordobling af tørvejrflowet, forårsagede en temperatursenkning fra ca.  $11^{\circ}\text{C}$  (den normale tørvejrsmiddeldagtemperatur) til omkring  $6^{\circ}\text{C}$ . Dette er den senkning, der skulle forventes udfra de givne vandmængder og temperaturforhold. Tilløbstemperaturen som en funktion af tiden er vist i Figur 3.1. Temperaturfaldet i tilløbet afspejles gennem anlægget, idet den målte temperatur i beluftningstankene falder til  $6^{\circ}\text{C}$  15 timer efter begyndelsen af indpumpningen af det kolde åvand for derefter at stige til  $11,1^{\circ}\text{C}$  den følgende dag.





Figur 3.1. Temperatur af tilløbsvand til Bodens avloppsreningsverk, 9 marts kl. 06 til 10/3 kl. 18 (ref. 15)

De for danske forhold vigtigste konklusioner af disse undersøgelser er:

- 1) Selv ved lange svære kuldeperioder er tilløbstemperaturen til renseanlæg høj. I Boden i Nordsverige, hvor vintrene er strenge, er tilløbstemperaturen i marts over  $10^{\circ}\text{C}$  (Figur 3.1, 10. marts kl. 12-18).
- 2) Selv overbygning af anlæg, hvilket giver den bedst mulige beskyttelse for et renseanlæg mod kuldeeffekter, forhindrer ikke driftsforstyrrelser under snesmeltningsperioder, hvis der er fælleskloakering.
- 3) Stærkt forringede driftsresultater observeres i 4-8 uger efter hver snesmeltningsperiode.

Tilsvarende problemer med fælleskloakerede anlæg vil forekomme med større frekvens i Danmark i en typisk vinter på grund af flere snesmeltningsperioder eller perioder med regn og slud ved temperaturer omkring frysepunktet.

## 4. PROJEKTBEKRIVELSE

### 4.1. Projektbeskrivelse for 1988/89

For at indhente oplysninger om temperaturforholdene og driften af forskellige typer renseanlæg blev der i vinteren 1988/89 iværksat et måleprogram på 9 forskellige renseanlæg.

Dataopsamlingen skulle belyse temperaturvariationen gennem forskellige anlægstyper. Gennem valg af anlæg vil der desuden være mulighed for at kunne vurdere forhold som indsivning til kloaknettet, fælles kloakerede områder, industripåvirkning etc.

Måleprogrammet blev igangsat primo 1989 og var planlagt til at forløbe til og med april måned 1989 for således at dække den normalt koldeste del af året, hvor de i projektet interessante driftsproblemer måtte forventes at opstå.

Temperaturmålingerne blev i denne periode baseret på manuelle aflæsninger fra de respektive driftpassere. Der blev udsendt driftjournaler til registrering af følgende parametre:

- Flow.
- Temperaturmålinger i luft (max., min.).
- Temperaturmålinger i tilløb, anlæg og afløb.
- Vejrforhold (skydække, vind og nedbør).
- Driftstid af beluftsaggregater.
- Afløbskoncentrationer af ammoniak og nitrat.

Udvælgelse af anlæg til måleprogrammet blev foretaget efter følgende kriterier:

- bred dækning af anlægsstørrelser
- bred dækning af anlægsudformning med hensyn til opland, opholdstid, tankudformning, beluftsudstyr m.v.
- anlæg fra forskellige leverandører bør være repræsenteret

- eksisterende dataopsamlingsudstyr og rutiner bør kunne benyttes.

Ud fra ovenstående kriterier blev der udvalgt 9 anlæg.

I kapitel 5 er foretaget en kort beskrivelse af de anlæg, der er modtaget et anvendeligt datamateriale fra (i alt 6 anlæg). For 3 af de udvalgte anlægs vedkommende har dataregistreringen været for mangelfuld til, at resultaterne kan anvendes i projektsammenhæng.

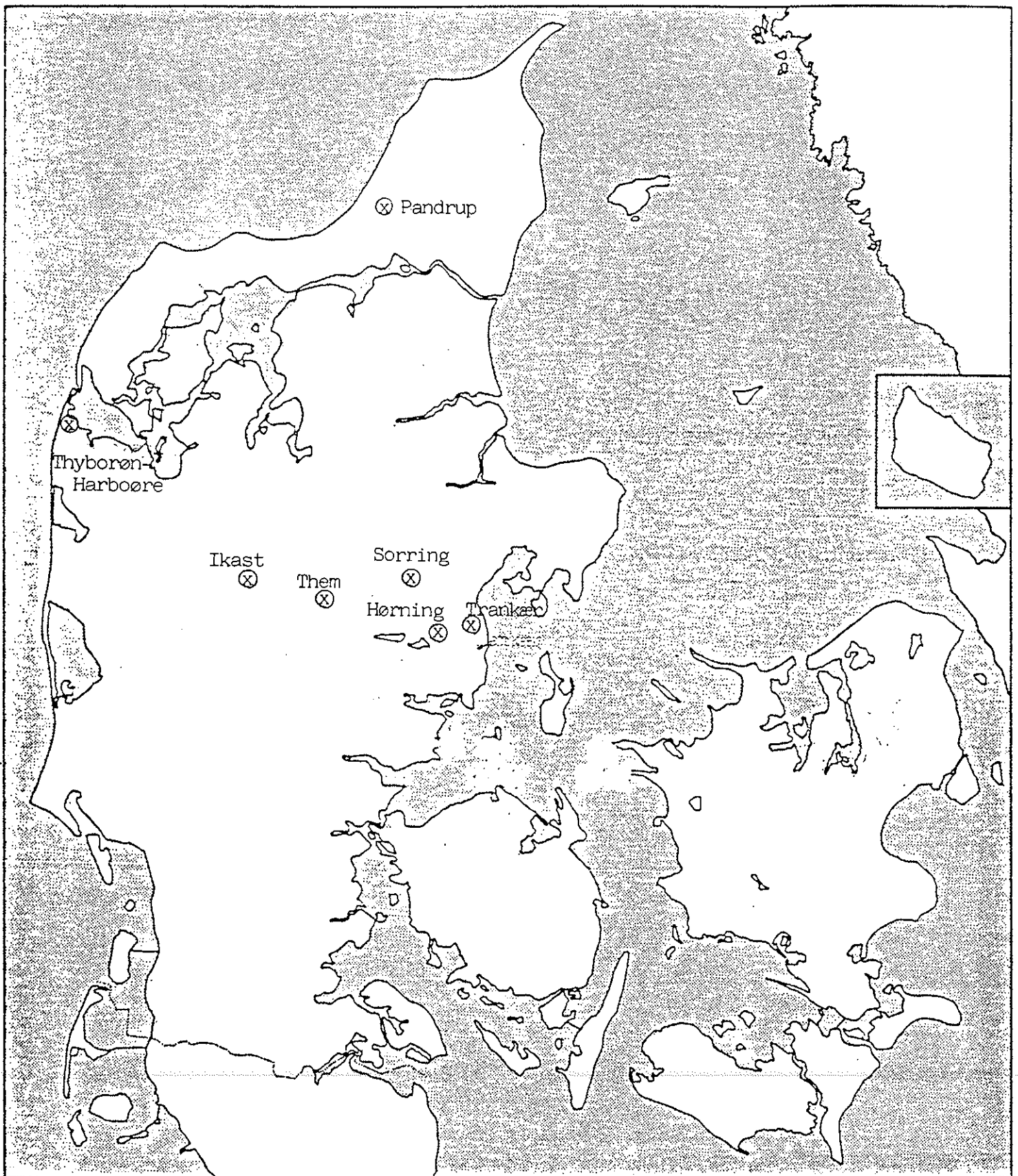
Beliggenheden af de forskellige anlæg fremgår af figur 4.1.

#### 4.2. Projektbeskrivelse for 1989/90

Ud fra de indhentede data i løbet af vinteren 1988/89 blev det vurderet, at dataene ikke kunne aflæses nøjagtigt nok manuelt. Temperaturfaldet gennem anlægget kan være svært at registrere, da det ikke er muligt at aflæse temperaturen med mere end 0,5°C nøjagtighed. Det blev derfor besluttet, at dataindsamlingen i vinteren 1989/90 skulle foregå via datalogger.

I stedet for som tidligere at indhente mindre gode data fra mange anlæg, blev det vurderet vigtigere at udvalge nogle få anlæg og indhente detaljerede data for disse anlæg. Ved registrering af temperaturen fra indløb gennem de forskellige bassiner og til udløb fra anlægget kan man i vintersituationen konstatere, hvor i anlægget temperaturen falder, d.v.s. om temperaturen falder støt og roligt gennem anlægget, eller om det er gennem et enkelt bassin temperaturfaldet sker. Hvis det sidste er tilfældet, kan man koncentrere sig om forholdene omkring dette bassin. Yderligere kan det fastslås, gennem hvilken type anlæg temperaturfaldet er størst. Årsagen til dette må derefter undersøges.

Der blev i alt udvalgt 3 anlæg, hvor der skulle foregå detaljeret dataopsamling. De 3 anlæg der er blevet udvalgt, er vidt forskellige af opbygning, og det vil derfor kunne være muligt



Figur 4.1. De udvalgte renseanlægs placering

at bedømme hvilken type af de 3 udvalgte anlæg, der fungerer bedst under de kritiske vinterforhold. Der skal dog her tages andre forhold i betragtning, såsom beliggenhed (læ eller åbent terræn), anlægsopbygning, størrelse og dimensioner af de forskellige bassiner etc.

Følgende 3 anlæg er blevet udvalgt til detaljeret dataopsamling:

- Pandrup renseanlæg
- Trankær renseanlæg
- Hørning renseanlæg.

Pandrup renseanlæg er et overdækket anlæg og er derfor udvalgt som referenceanlæg, idet et overdækket anlæg ikke bør få vinterproblemer i form af temperaturfald gennem anlægget. Anlægget har problemer med denitrifikationsprocessen, der ikke fungerer, og der foretages derfor ekstra dataopsamling på anlægget. Der tages ligeledes ofte kemiske analyser på anlægget.

Trankær renseanlæg er et mekanisk-biologisk-kemisk anlæg. Der foregår ingen dataopsamling på anlægget, og der er derfor i projektet installeret en datalogger på anlægget, der registrerer temperatur og flow i anlægget hver 15. min.

Hørning renseanlæg er et såkaldt OCO-anlæg. Anlægget er en alternativ opbygning til de traditionelle renseanlæg og de eksisterende OCO-anlæg i Danmark er alle af samme størrelsesorden. Der foregår ingen dataopsamling på anlægget, og der er derfor i projektet installeret en datalogger på anlægget, der registrerer temperatur og flow i anlægget hver 15. min.

## 5. ANLÆGSBESKRIVELSE

### 5.1. Them renseanlæg

Anlægget er opbygget med et mekanisk virkende ristebygværk, luftet sandfang, to luftningstanke med overfladeluftere samt en efterklaringstank.

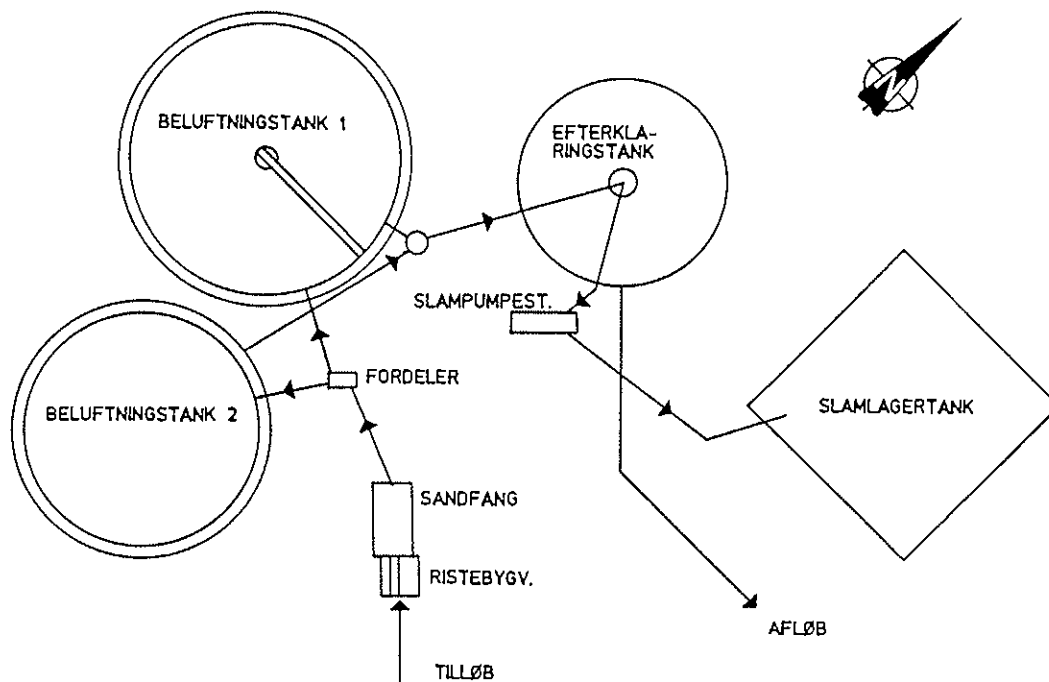
Renseanlægget er dimensioneret for 6.000 PE og er i gennemsnit for kalenderåret 1989 belastet med ca. 4.000 PE, svarende til ca. 65% af det dimensionerede. Den hydrauliske belastning gennem undersøgelsesperioden for tørvejsdøgn er i gennemsnit beregnet til ca.  $1450 \text{ m}^3/\text{d}$ , svarende til ca.  $360 \text{ l/PE} \cdot \text{d}$ . Anlægget er således præget af nogen indsvivning til kloaknettet.

I den nuværende udledningstilladelse er der stillet krav til nitrifikation, men ikke til en kvælstoffjernelse.

Renseanlægget er opbygget med et samlet volumen i sandfang, luftningstanke og efterklaringstank på  $2830 \text{ m}^3$  og en overflade på  $880 \text{ m}^2$ . Forholdet mellem overflade og volumen kan således beregnes til 0.31. Ved de registrerede tørvejsbelastninger er der en hydraulisk opholdstid i anlægget på 2.0 d.

Spildevandstilledningen er baseret på såvel husholdnings- som industritilledninger.

Them renseanlæg er beliggende i en lavning og delvist omkranset af skov. Omstående figur 5.1 viser en plantegning af renseanlægget.



Figur 5.1. Plantegning over Them renseanlæg

## 5.2. Sorring renseanlæg

Anlægget er opbygget med et udligningsbassin, da regnvejrtilstrømningen kan være meget voldsom som følge af fælles kloakerede områder i oplandet. Den mekaniske rensning foretages med en automatisk virkende rist. Fra ristebygværket ledes vandet til et på langs gennemstrømmet sandfang, inden det løber til luftningskanalen. Spildevandsrensningen foretages i én enkelt kanal, der således virker både som luftningsbassin og efterklaringsenhed.

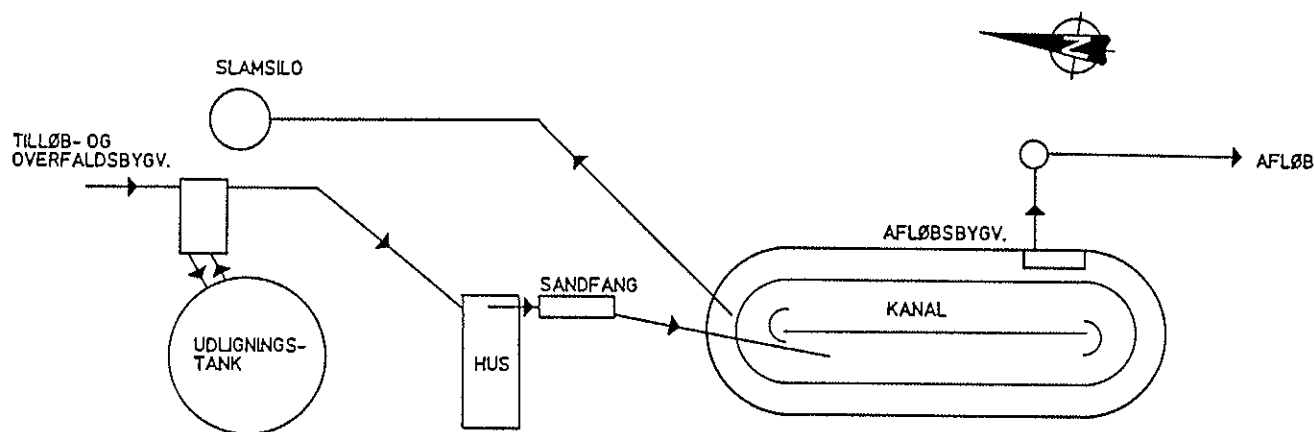
Renseanlægget er dimensioneret for 1.500 PE og er i gennemsnit for kalenderåret 1989 belastet med ca. 360 PE, svarende til 24% af det dimensionerede. Den hydrauliske belastning i undersøgelsesperioden er for tørvejrsdøgn i gennemsnit beregnet til ca.  $260 \text{ m}^3/\text{d}$ , svarende til ca.  $720 \text{ l/PE} \cdot \text{d}$  (standard er ca.  $200 \text{ l/PE} \cdot \text{d}$  ekskl. indsivning). Anlægget er således præget af stor indsivning til kloaknettet.

I den nuværende udledningstilladelse er der stillet krav til nitrifikation, men ikke til en kvælstoffjernelse.

Renseanlægget er opbygget med et samlet volumen i luftnings-tanken på  $514 \text{ m}^3$  og en overflade på  $455 \text{ m}^2$ . Forholdet mellem overflade og volumen kan således beregnes til 0.88. Ved de registrerede tørvejrbelastninger er der en hydraulisk opholdstid i anlægget på 2.0 d.

Renseanlægget modtager ikke industrispildevand.

Sorring renseanlæg er beliggende på et relativt fladt areal uden væsentlig beplantning omkring anlægget. Renseanlægget må således umiddelbart forventes at være meget påvirkelig over for en vindafkøling. Nedenstående figur 5.2 viser en plantegning af renseanlægget.



Figur 5.2. Plantegning over Sorring renseanlæg

### 5.3. Vester Bjerregrav renseanlæg

Anlægget er opbygget med ristebygværk og luftet sandfang, to luftningskanaler samt en efterklaringstank. Anlægget modtager primært spildevand fra husholdninger.

Renseanlægget er udbygget med kvælstoffjernelse, og luftningskanalerne drives efter BioDenitro-princippet.

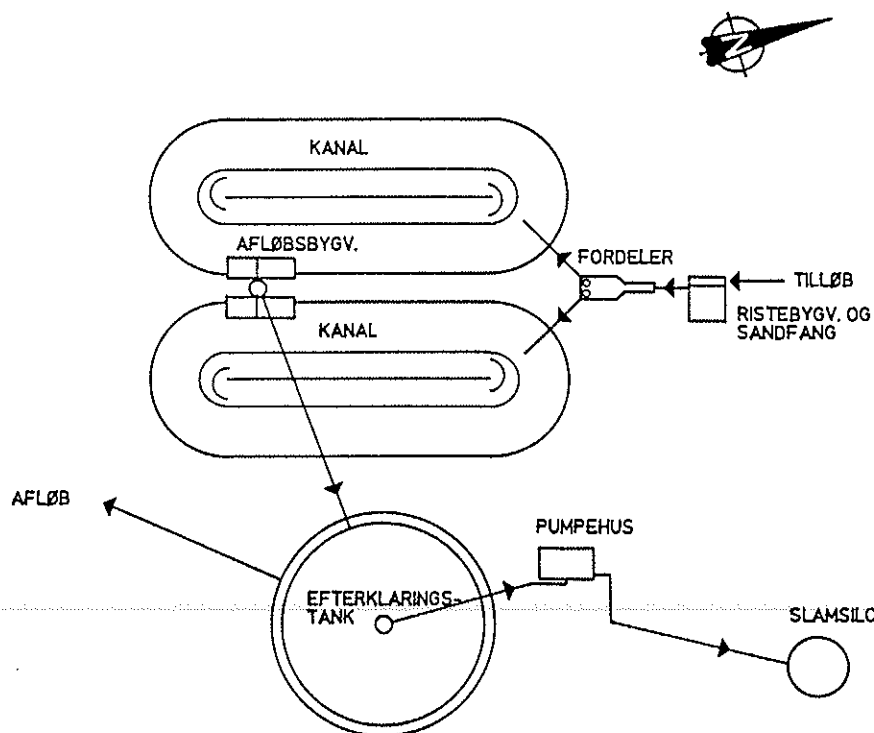


Renseanlægget er dimensioneret for 4.500 PE. Det har ikke været muligt at opgøre belastningen i undersøgelsesperioden, men denne har for året 1989 varieret mellem 1.000 og 3.000 PE med et gennemsnit på ca. 2.000 PE. Med udgangspunkt i 2.000 PE svarer det til, at anlægget er belastet med ca. 45% af det dimensionerede.

Den hydrauliske belastning for tørvejrsløst i undersøgelsesperioden er i gennemsnit beregnet til ca.  $550 \text{ m}^3/\text{d}$ , svarende til  $275 \text{ l/PE} \cdot \text{d}$  (2.000 PE).

Renseanlægget er opbygget med et samlet volumen i luftningstanke og klaringstank på  $2050 \text{ m}^3$  og en overflade på  $1135 \text{ m}^2$ . Forholdet mellem overflade og volumen kan således beregnes til 0.55. Ved de registrerede tørvejrsløstbelastninger er der en hydraulisk opholdstid i anlægget på 3.7 d.

Vester Bjerregrav renseanlæg er beliggende på fladt areal med parcelhusbebyggelse grænsende mod vest. I øvrige retninger er der marker med åbent terræn mod renseanlægget. Figur 5.3 viser en plantegning af renseanlægget.



Figur 5.3. Plantegning over Vester Bjerregrav renseanlæg

#### 5.4. Thyborøn-Harboøre renseanlæg

Tilløbet til renseanlægget samt ristebygværk og luftet sandfang er placeret i en maskinbygning. Herfra ledes spildevandet via en kontakttank til to luftningskanaler samt en efterklaringstank.

Renseanlægget er udbygget med mulighed for kvælstoffjernelse, og luftningskanalerne drives i givet fald efter BioDenitroprincippet. Der er gennem udledningstilladelsen alene stillet krav om kvælstoffjernelse i perioden 15. april til 1. november.

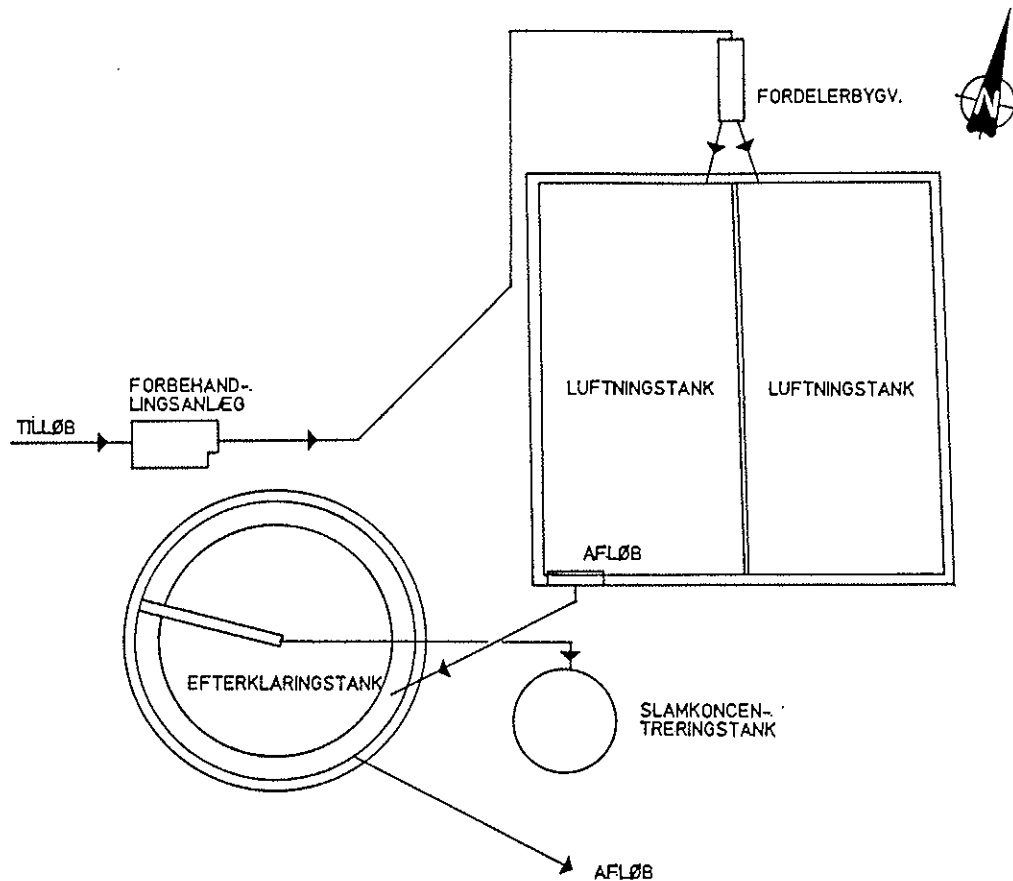
Renseanlægget er dimensioneret for 15.000 PE. For kalenderåret 1989 kan belastningen opgøres til et gennemsnit på 8.900 PE, svarende til ca. 60% af det dimensionerede.

Den hydrauliske belastning for tørvejrsdøgn i undersøgelsesperioden er i gennemsnit beregnet til ca.  $2850 \text{ m}^3/\text{d}$ , svarende til  $320 \text{ l/PE} \cdot \text{d}$ . Anlægget er udsat for en del indsivning.

Renseanlægget er opbygget med et samlet volumen i luftningstanke og klaringstank på  $6580 \text{ m}^3$  og en overflade på  $1650 \text{ m}^2$ . Forholdet mellem overflade og volumen kan således beregnes til 0.25. Ved de registrerede tørvejrbelastninger er der en hydraulisk opholdstid i anlægget på 2.3 d.

Spildevandstilledningen til renseanlægget er af såvel husholdnings- som industrimæssig karakter. Specielt modtages der en del fiskerispildevand på anlægget. Tilledningen af fiskerispildevandet fra Thyborøn pumpes gennem en ca. 11 km lang trykledning til renseanlægget.

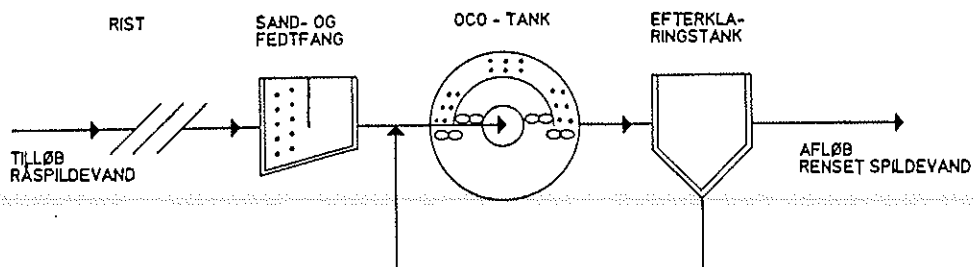
Thyborøn-Harboøre renseanlæg er omgivet af helt flade arealer. Luftningstankene er hævet ca. 1 m over terræn. Anlægget er relativt nyt og uden væsentlig beplantning omkring procestankene. Figur 5.4 viser en plantegning af renseanlægget.



Figur 5.4. Plantegning over Thyborøn-Harboøre renseanlæg

### 5.5. Hørning renseanlæg

Anlægget er opbygget med ristebygværk og luftet sandfang. Fra ristebygværket ledes vandet til et såkaldt OCO-anlæg. Denne anlægsopbygning består af en fuldt omrørt ringtank placeret i midten af en større ringtank, jvf. nedenstående figur 5.5.



Figur 5.5. Skitse af anlægsopbygning i Hørning

Hørning renseanlæg er et af de 3 anlæg, der findes yderligere data for i Appendix 1.

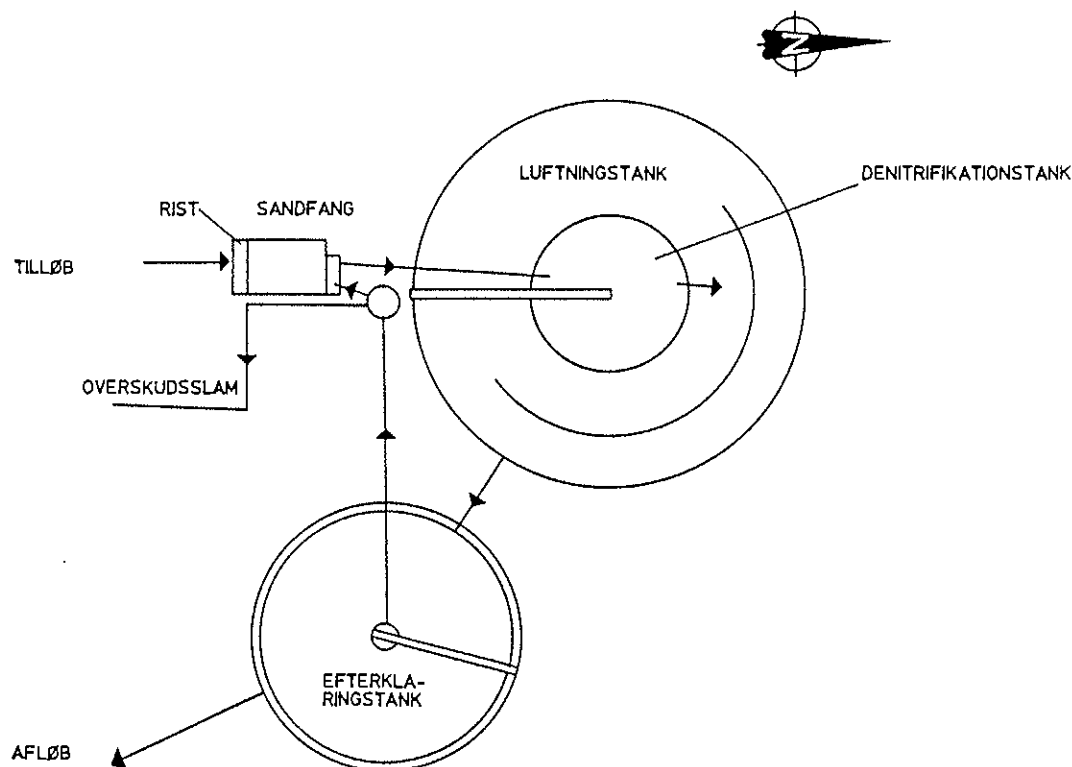
Renseanlægget er dimensioneret for 18.000 PE og er som gennemsnit for kalenderåret 1989 belastet med 8.300 PE, svarende til knap 50% af det dimensionerede. Den hydrauliske belastning for tørvejrsdøgn i undersøgelsesperioden er i gennemsnit beregnet til ca.  $2700 \text{ m}^3/\text{d}$ , svarende til ca.  $325 \text{ l/PE} \cdot \text{d}$ , hvilket indikerer en del indsivning.

Renseanlægget er opbygget med et samlet volumen i sandfang, luftningstanke og klaringstank på  $4630 \text{ m}^3$  og en overflade på  $1375 \text{ m}^2$ . Forholdet mellem overflade og volumen kan således beregnes til 0.30. Ved de registrerede tørvejrbelastninger er der en hydraulisk opholdstid i anlægget på 1.7 d.

Kloakoplandet til Hørning renseanlæg er både fælles og separat kloakeret. Det samlede opland har en størrelse på ca. 230 ha, hvoraf 25% er fælles, og de øvrige 75% er separat kloakeret. I våde perioder ligger den hydrauliske belastning på  $4\text{--}5.000 \text{ m}^3$ .

Renseanlægget modtager primært husholdningsspildevand. Der bliver kun i meget begrænset omfang tilført industrispildevand, ca.  $20 \text{ m}^3$  hver uge med tankvogn.

Hørning renseanlæg er beliggende på en syd-østvendt bakkeskråning i en ådal og delvis omkranset af høj beplantning. Omstående figur 5.6 viser en plantegning af renseanlægget.



Figur 5.6. Plantegning over Hørning renseanlæg

### 5.6. Pandrup renseanlæg

Pandrup renseanlæg er et mekanisk, biologisk og kemisk anlæg. Anlæggets første trin er en mekanisk rist med efterfølgende luftet sand- og fedtfang.

I afløbet fra sandfanget tilsættes fældningskemikalie inden tilledningen til de primære bundfældningstanke. Det forfældede spildevand ledes herefter til biologiske filtre, som sørger for såvel kvælstoffjernelse som for biologisk nedbrydning af det organiske indhold i spildevandet.

Fra de biologiske filtre ledes spildevandet til efterklarings-tankene, hvor partikulært materiale i spildevandet separeres fra inden udløb til recipient.

Renseanlægget er dimensioneret for 34.000 PE og er som gennemsnit for kalenderåret 1989 belastet med 16.600 PE, svarende til 49% af de dimensionerede. Renseanlægget er beliggende i et typisk sommerhusområde, og der kan således om sommeren regis-

treres op til 55.000 PE, mens der om vinteren registreres ned til 12.000 PE. Den hydrauliske belastning er i undersøgelsesperioden for tørvejrsløgn beregnet til  $5130 \text{ m}^3/\text{d}$  svarende til ca.  $309 \text{ l/PE} \cdot \text{d}$ .

De biologiske filtre er overdækket, hvorfor der næppe vil kunne forventes et væsentligt temperaturfald i dette proces-afsnit.

Pandrup renseanlæg er opbygget med et samlet volumen i sand- og fedtfang, primærtank samt efterklaringstank på  $3705 \text{ m}^3$  og en overflade på  $1385 \text{ m}^2$ . Forholdet mellem overflade og volumen i sandfang, primær- samt efterklaringstanke kan således beregnes til 0.37. Ved de registrerede tørvejrslastninger er der en hydraulisk opholdstid i anlægget på 1,38 d.

Oplandet til Pandrup renseanlæg er fælles kloakeret. Renseanlægget modtager ingen industrispildevand.

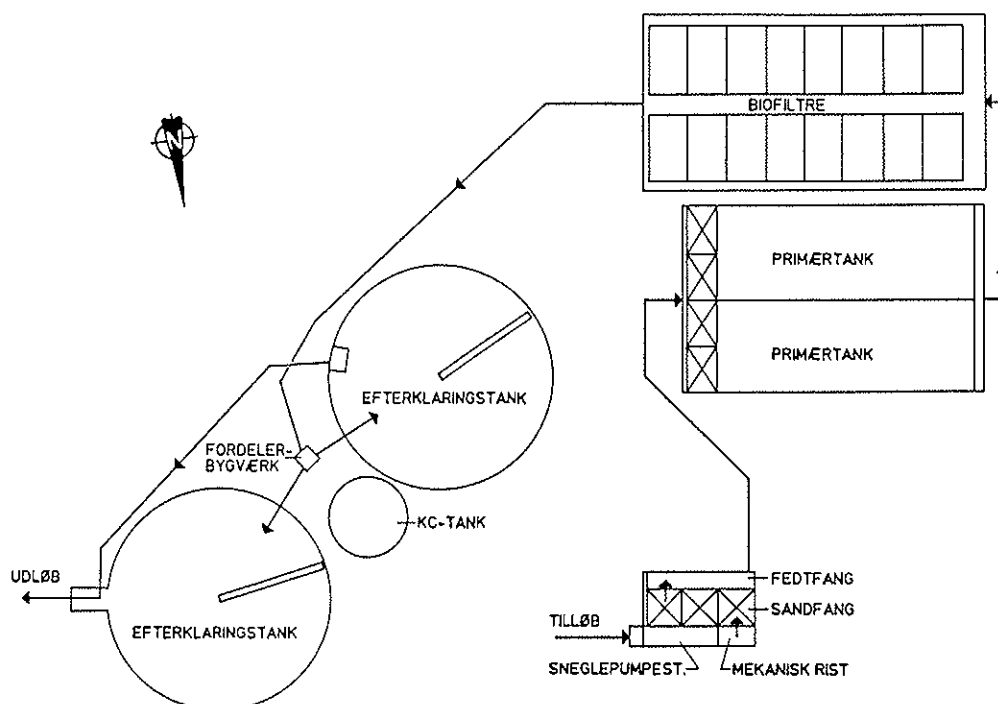
Pandrup renseanlæg er beliggende på et fladt åbent areal. Figur 5.7 viser en plantegning over anlægget. Yderligere data for Pandrup renseanlæg findes i Appendix 2.

### 5.7. Trankær renseanlæg

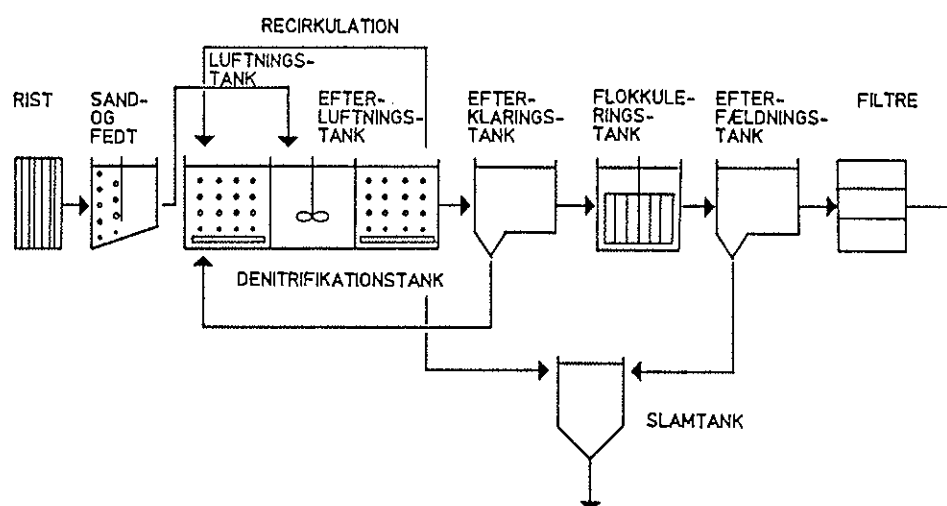
Trankær renseanlæg er et mekanisk, biologisk og kemisk anlæg. Anlæggets første trin er en mekanisk rist med efterfølgende luftet sand- og fedtfang.

Fra sandfanget ledes spildevandet til denitrifikationstanken, hvortil nitratholdigt vand fra luftningstankene ligeledes recirkuleres, jvf. figur 5.8.

Fra denitrifikationstanken ledes spildevandet til luftningstanken, hvor der sker en aerob nedbrydning af organisk stof samt nitrifikation. Det aktive slam holdes i suspension dels af luftindblæsningen og dels af 2 propelomrørere.



Figur 5.7. Plantegning over Pandrup renseanlæg



Figur 5.8. Skitse af anlægsopbygningen i Trankær renseanlæg

Efter luftningstanken ledes spildevand og aktiv slam til efterklaringstanken, hvor der sker en bundfældning af det aktive slam. En del af slammet returneres til denitrifikationstanken, mens en del udtages som overskudsslam. Afløbet fra klarings-tanken ledes til 3 seriekoblede flokkuleringstanke, hvor der iblandes kemikalie for fosforfældning. Udfældningen af det

kemiske slam foretages i en efterfældningstank. Inden udløb til recipient foretages en filtrering af vandet fra efterfældningstanken.

Renseanlægget er dimensioneret for 10.000 PE og er som gennemsnit for kalenderåret 1989 belastet med 4.400 PE, svarende til ca. 45% af det dimensionerede.

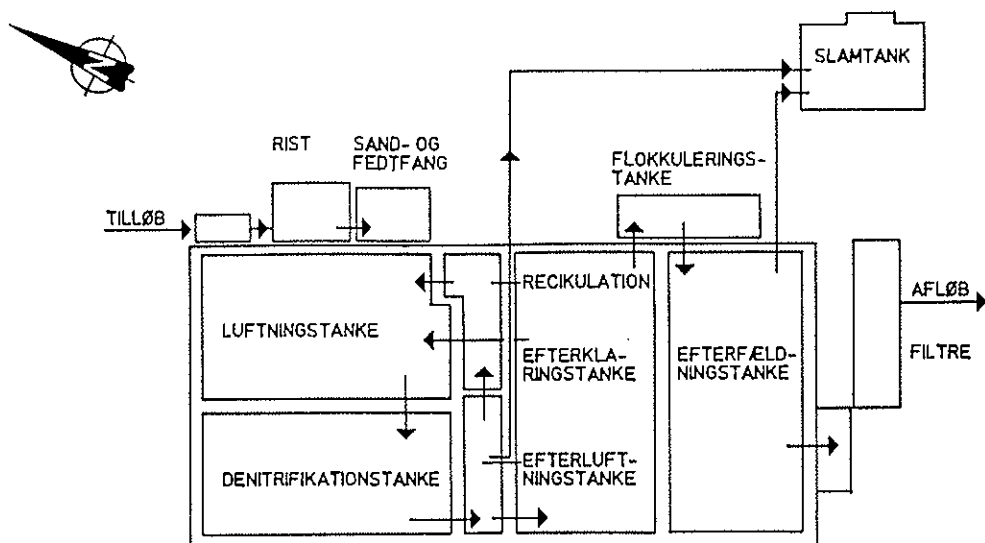
Renseanlægget er opbygget med et samlet volumen i sandfang, luftningstanke, klaringstank, flokkuleringstanke, efterfældningstank samt filter på  $4500 \text{ m}^3$  og en overflade på  $1295 \text{ m}^2$ . Forholdet mellem overflade og volumen kan således beregnes til 0.29.

Oplandet til Trankær renseanlæg er praktisk taget fuldstændig separat kloakeret. Det er tilstræbt at separere kloaksystemet i hele oplandet, men i våde perioder kan der konstateres en øget tilstrømning, hvorfor det er givet, at der er en del indsivning.

Kloakoplandet til renseanlægget består af boligbebyggelser og er således ikke påvirket af industritilledninger.

Trankær renseanlæg er beliggende på fladt areal med fuld beplantning på alle sider. Beplantningen giver umiddelbart en god lævirkning for procestankene. Plantegning over anlægget fremgår af figur 5.9. Data for renseanlægget er beskrevet i Appendix 3.





Figur 5.9. Plantegning over Trankær renseanlæg

## 6. DATAOPSAMLING OG RESULTATER

### 6.1. Databehandling af temperaturmålingerne fra 1989

Som anført under projektbeskrivelsen for vinterperioden 1988/89 er der blevet gennemført målinger på 9 renseanlæg, hvoraf resultaterne fra 6 anlæg var anvendelige i projektsammenhæng.

I det følgende er der foretaget en databehandling af de manuelle temperaturmålinger. Databehandlingen omfatter generelt følgende plot:

1. Temperaturfaldet gennem renseanlægget set i relation til
  - a. hydraulisk opholdstid
  - b. minimum lufttemperatur
  - c. skydækket
  - d. vindstyrken.
2. Temperaturen i tilløb, procestanke og afløb.
3. Tilløbstemperaturen set i relation til minimum lufttemperaturen.

Idet der er tale om en visuel vurdering af skydækket og vindstyrken i en skala fra 0 til 9, må disse registreringer tages med et vist forbehold. Såvel disse målinger som temperaturen er gennemført som én daglig registrering. Denne registreringsprocedure indebærer naturligvis unøjagtigheder, såfremt værdierne anvendes som estimater for et helt døgns karakteristik.

De manuelle registreringer er for flere renseanlægs vedkommende alene gennemført på hverdage. Således er data for lørdage og søndage ikke registreret. Dette forhold medfører, at temperaturmålingerne ikke kan betragtes som en sammenhængende data-serie. Ligeledes er den manuelle registrering af såvel temperatur, klimatiske forhold og flow foretaget på forskellige tidspunkter på dagen. Der er derfor ikke nødvendigvis præcist 24 timer mellem de enkelte registreringer.

Specielt de klimatiske registreringer er følsomme over for tidspunktet, hvor sonderingen bliver foretaget.

I det følgende er der foretaget en vurdering af de registrerede temperaturforhold for Them renseanlæg, idet vurderingen for de øvrige anlæg er henlagt til Appendix 5.

#### 6.1.1. Them renseanlæg

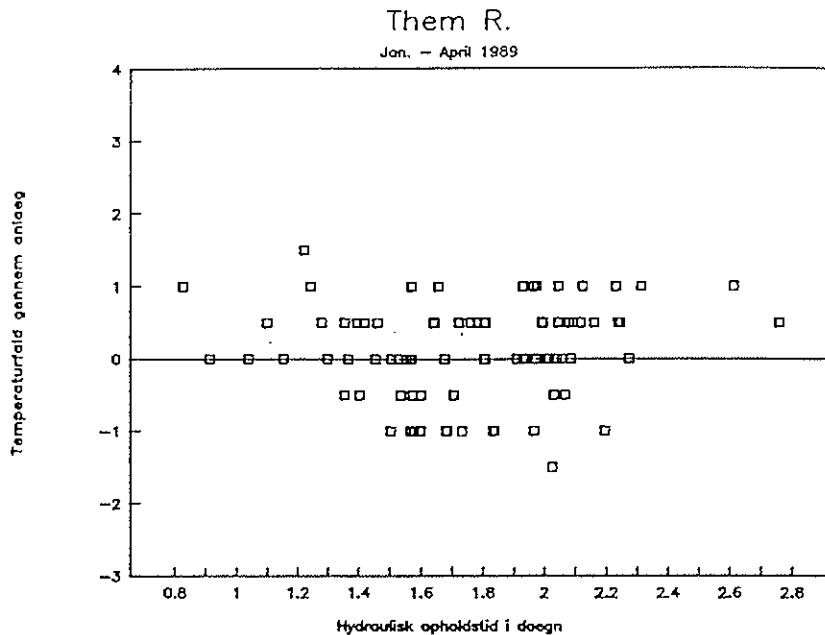
I måleperioden er der registreret en hydraulisk opholdstid i intervallet 0.8 til 2.8 døgn, med et snit på ca. 1.8 døgn. Disse målinger er i god overensstemmelse med registreringerne for hele kalenderåret 1989. Som gennemsnit er der i måleperioden registreret et temperaturfald gennem renseanlægget på  $0.1^{\circ}\text{C}$ , målt mellem tilløb og afløb.

De manuelle registreringer er foretaget på alle ugens dage og på samme tidspunkt på dagen.

Der er ikke nogen umiddelbar korrelation mellem den registrerede hydrauliske opholdstid og temperaturfaldet gennem anlægget. Derimod er der på visse dage tale om en direkte temperaturstigning gennem anlægget, jvf. figur 6.1.

Det var forventet, at en stigende hydraulisk opholdstid ville medføre en større afkøling af spildevandet i procestankene og dermed et større temperaturfald gennem anlægget.

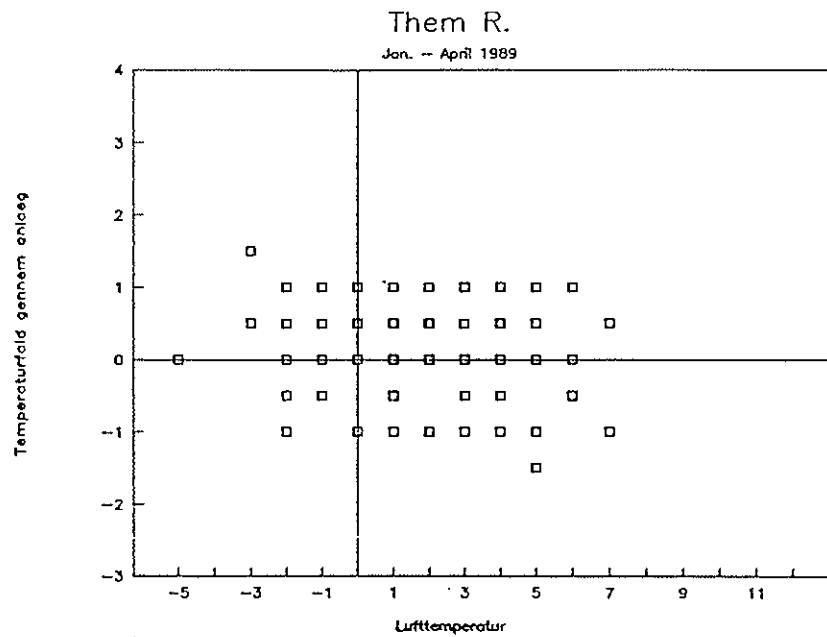
Temperaturstigningen kan tillægges flere årsager, f.eks. måleunøjagtigheder eller en virkelig temperaturstigning gennem anlægget. Til belysning af dette forhold er der foretaget tre plot af temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til henholdsvis den minimalt og den maksimalt registrerede lufttemperatur i det foregående døgn samt temperaturdifferencen mellem minimum og maksimum lufttemperaturen, jvf. figurerne 6.2, 6.3 og 6.4.



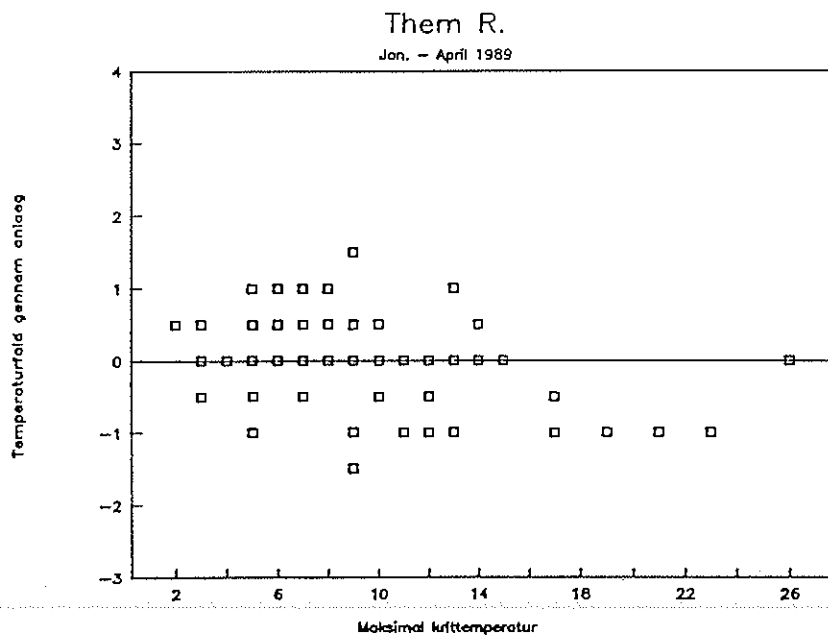
Figur 6.1. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til den hydrauliske opholdstid

Disse plot viser, at temperaturstigningen i anlægget kun er meget svagt korreleret til henholdsvis den minimalt og maksimalt registrerede lufttemperatur. Ud fra en teoretisk betragtning må det antages, at der er en korrelation mellem lufttemperaturen og et temperaturfald gennem et renseanlæg. Således vil en stigende lufttemperatur alt andet lige skulle resultere i, at temperaturfaldet gennem renseanlægget blev reduceret eller direkte negativ.

Der er ingen eller kun svag korrelation mellem temperaturfaldet i anlægget og differencen mellem minimum og maksimum temperatur i luften.

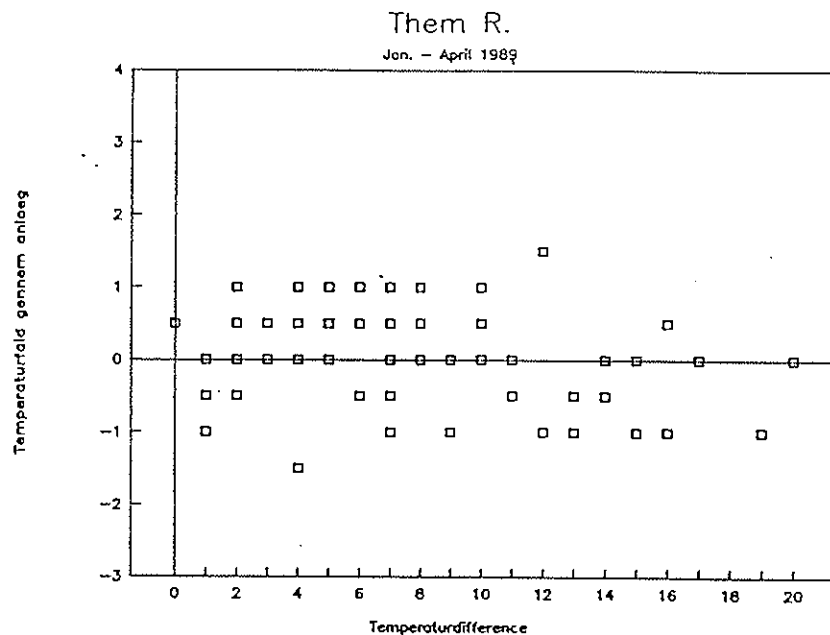


Figur 6.2. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til måledøgnetts minimale lufttemperatur



Figur 6.3. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til måledøgnetts maksimale lufttemperatur

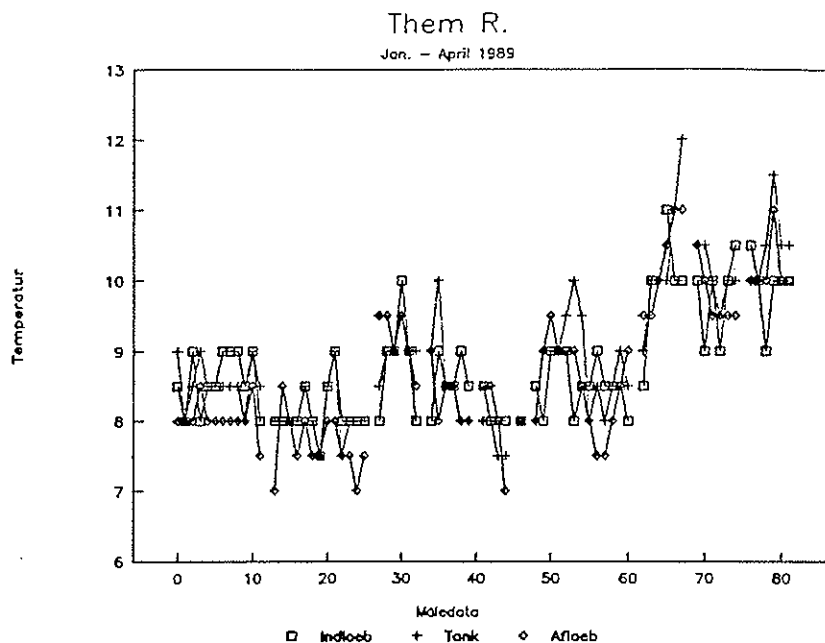
Et plot af de registrerede temperaturer i tilløb, procestanke og afløb viser, at disse stort set er beliggende i intervallet  $8-10^{\circ}\text{C}$ . Beregnet som gennemsnit ligger temperaturen i procestankene højere end i tilløbet, ca.  $0.2^{\circ}\text{C}$ . Temperaturfaldet fra procestankene til afløbet er i gennemsnit  $0.3^{\circ}\text{C}$ , jvf. figur 6.5. Det samlede temperaturfald gennem anlægget bliver således  $0.1^{\circ}\text{C}$ .



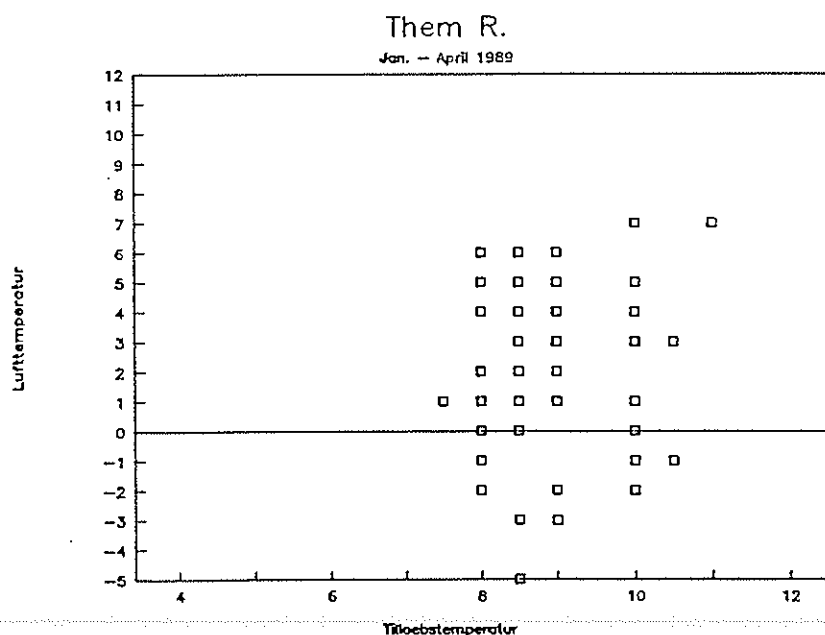
Figur 6.4. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til differencen mellem måledøgnet's maksimale og minimale lufttemperatur

Tilløbstemperaturen til Them renseanlæg har varieret mellem  $8$  og  $11^{\circ}\text{C}$ . I samme periode har de forskellige døgns minimale lufttemperaturer været beliggende i intervallet  $-5$  til  $7^{\circ}\text{C}$ , jvf. figur 6.6.

Plot af tilløbstemperaturen set i relation til døgnet's minimale lufttemperatur vil ikke forventes at give en korrelation men illustrerer alene de klimatiske forhold i måleperioden.



Figur 6.5. De registrerede temperaturer i tilløb, procestanke og afløb fra renseanlægget

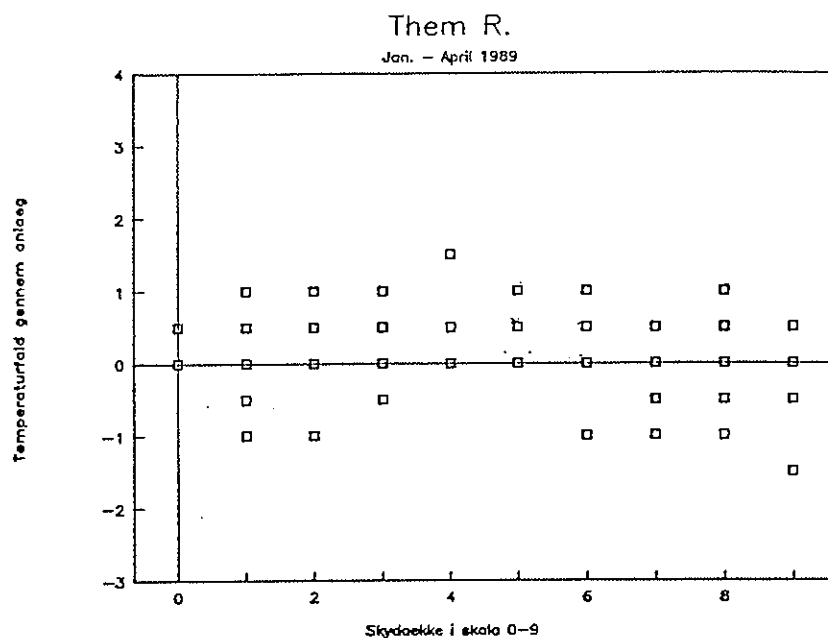


Figur 6.6. Plot af tilløbstemperaturen og de minimale lufttemperaturer

Set over en længere periode, f.eks. ét år, må det forventes, at lufttemperaturen øver indflydelse på spildevandets tilløbstemperatur. Med stigende lufttemperatur vil jordtemperaturen stige og dermed også temperaturen af indsivningsvandet. Ligeledes vil afstrømmende vandmængder fra befæstede arealer have en højere temperatur om sommeren end om vinteren.

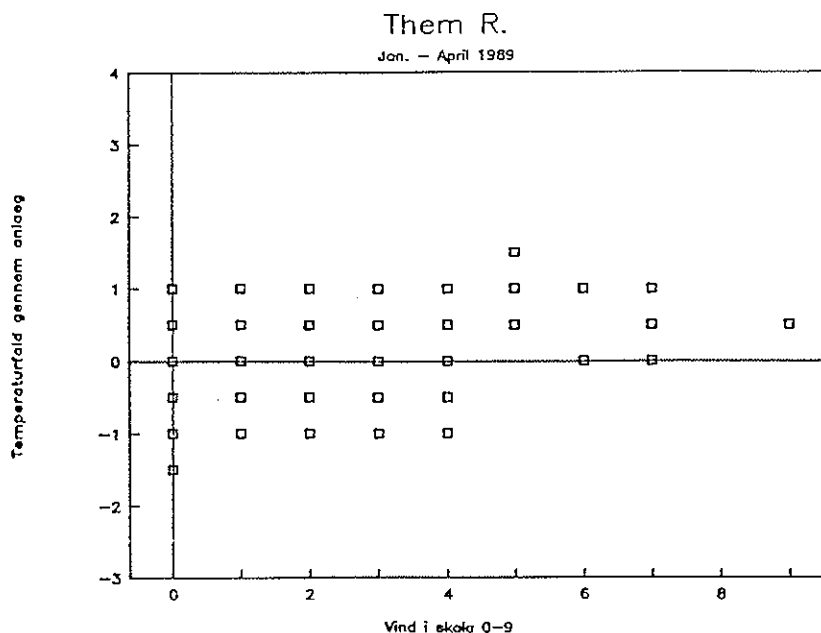
Der er ikke nogen klar korrelation mellem temperaturfaldet i anlægget og henholdsvis skydækket og vindstyrken, jvf. figurerne 6.7 og 6.8.

Det var forventet, at et øget skydække ville medføre en øget afkøling af temperaturen i procestankene og dermed gennem hele anlægget. Et øget skydække bevirker, at energitilførslen fra solindstrålingen bliver reduceret. Det var således forventet, at klart vejr (skydække = 0) ville medføre et lavere temperaturfald end overskyet vejr (skydække = 9).



Figur 6.7. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til skydækket





Figur 6.8. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til vindstyrken

En øget vindhastighed over vandoverfladen vil alt andet lige medføre en stigende temperaturgradient og dermed øget afkøling af vandmassen. Det må derfor forventes, at en stigende vindhastighed i en kuldeperiode vil medføre et øget temperaturfald i renseanlæggene.

Beskrivelse af anlæggene i Sorring, Vester Bjerregrav, Harboøre, Hørning og Pandrup er vedlagt som Appendix 5, da mønstret i de registrerede temperaturmålinger er tilsvarende som de registreringer, der blev foretaget i Them.

#### 6.1.2. Konklusion af de manuelle målinger i 1989

På baggrund af databehandlingen af de manuelle målinger, som er blevet registreret i månederne januar til april 1989, må det konstateres, at en entydig konklusion ikke kan drages.

Betragtes de registrerede data som gennemsnit for de enkelte renseanlæg over måleperioden, er der konstateret et tempera-

turfald i intervallet 0.1 til 0.9°C. Disse tal dækker over meget store variationer, idet der gennem et anlæg er konstateret såvel temperaturfald på 3.5°C som temperaturstigninger af samme størrelsesorden.

Måleperioden må karakteriseres som værende atypisk for en vintersituation, idet de laveste temperaturmålinger i et enkelt anlæg var ned til 4°C, mens det i middel på de øvrige anlæg var mellem 7-8°C. Lufttemperaturen var ligeledes relativ høj, i intervallet -5 til 12°C. På baggrund af de gennemførte registreringer må det konstateres, at vinterperioden i 1989 var meget mild uden de kuldeperioder, der før er registreret på renseanlæggene i Danmark.

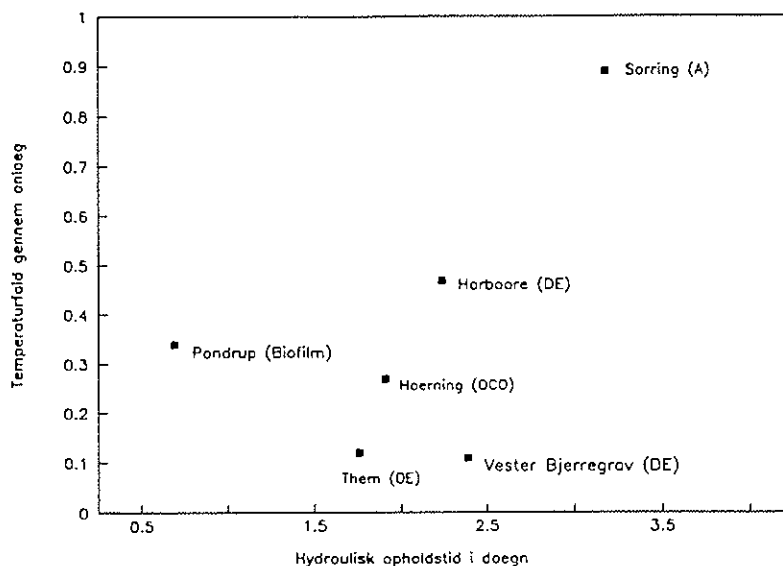
Optegningerne af forskellige måledata viser ligeledes ikke et entydigt billede. Den visuelle korrelation mellem de optegnede parametre er så ringe, at der ikke er foretaget en matematisk databehandling af korreleringerne.

Dataregistreringen bærer præg af, at der ofte er tale om målinger på hverdage alene samt i flere tilfælde på forskellige tidspunkter på døgnet.

Som det var at forvente, kan der gennem registreringen konstateres en svag tendens til, at temperaturfaldet gennem renseanlæggene er afhængige af den hydrauliske opholdstid, den omgivende lufttemperatur, skydækket og vindhastigheden. Idet der ikke kan foretages en fornuftig matematisk korrelationsanalyse, er det således ikke muligt at konkludere, hvor stor en del af temperaturvariationen, der kan forklares med de enkelte registrerede parametre.

En sammenligning mellem de enkelte anlægstyper, for så vidt angår temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til den hydrauliske opholdstid, er vist i figur 6.9.

### Temperaturprojekt



Figur 6.9. Sammenligning mellem de forskellige undersøgte anlægstyper for så vidt angår den hydrauliske opholdstid.

Som det fremgår af figur 6.9 er det ikke muligt at konkludere, om én anlægstype er bedre end andre, for så vidt angår evnen til at reducere temperaturfaldet gennem anlægget ved forskellige hydrauliske opholdstider. Det konkrete billede er afhængig af såvel de klimatiske forhold i vinteren 1989 som forholdene på det enkelte renseanlæg. Af forhold, der får indflydelse på temperaturforhold gennem anlægget, kan f.eks. nævnes læforhold samt sky- og vindvariationen mellem anlæggene. De klimatiske forhold vil forventelig spille en afgørende rolle for bestemmelsen af hældningskoefficienten for de enkelte anlægstyper.

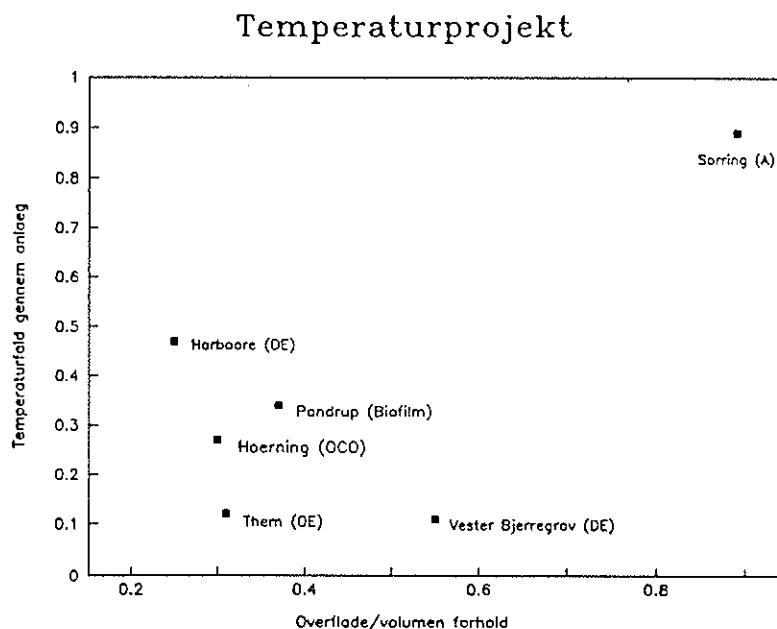
Det skal i denne forbindelse nævnes, at Pandrup er opbygget med en biofilmteknologi, hvorfor den hydrauliske opholdstid naturligvis er lav. De øvrige anlæg er alle af aktiv slamtypen.

Det skal pointeres, at figur 6.9 er baseret på gennemsnitsstørrelser for de enkelte anlæg gennem hele måleperioden.

Ud fra en teoretisk betragtning burde der i renseanlæg med en meget stor vandoverflade i forhold til volumenet kunne konstateres et kraftigt temperaturfald på grund af den relative store flade mod den omgivende luftmasse. Til belysning af dette forhold viser figur 6.10 en optegning af temperaturfaldet gennem de undersøgte renseanlæg i relation til overflade/volumen forholdet.

Som det fremgår af figur 6.10, synes der med det anvendte datamateriale ikke at være en klar tendens til, at stigende overflade/volumen forhold medfører et stigende temperaturfald.

Det var forventeligt, at der i en kuldeperiode skulle kunne iagttages en sammenhæng mellem overflade/volumen forholdet med en positiv hældningskoefficient. Hældningskoefficientens størrelse vil være afhængig af de klimatiske forhold.



Figur 6.10. Sammenligning mellem de forskellige undersøgte anlægstyper for så vidt angår overflade/volumen forholdet

Begrundelsen for, at den forventede tendens ikke kan observeres, må primært tillægges usikkerhederne i de manuelle registreringer. De manuelle målinger viser alene et øjebliks billede i renseanlæggene og tager således ikke højde for den daglige variation i temperaturforholdene gennem et anlæg.

Ved vurderingen af de enkelte plot skal det erindres, at der for visse anlægs vedkommende var tale om, at tilløbstemperaturen var lavere end temperaturen i procestankene, samt at afløbstemperaturen for visse anlæg var højere end temperaturen i procestankene. Disse ikke umiddelbart forventelige registreringer ville kunne elimineres, såfremt der blev foretaget kontinuerlige datalogninger af temperaturen i de enkelte procestrin.

På baggrund af de manuelle temperaturregistreringer kan følgende konstateres:

- Der er observeret såvel stigende som faldende temperaturer mellem henholdsvis indløb og procestanke samt procestanke og afløb.
- Temperaturmålingerne er af en sådan kvalitet, at det ikke umiddelbart er muligt at konkludere, om visse anlægstyper er mere temperaturfølsomme end andre.
- Der kan ikke ud fra det behandlede datamateriale konstateres en forventet sammenhæng mellem temperaturfaldet gennem et anlæg og overflade/volumen forholdet.

Følgende forhold har gjort sig gældende under de manuelle registreringer:

- De klimatiske observationer (skydække og vindhastighed) har været baseret på en visuel øjebliksbetragtning.
- Ved flere af de omtalte renseanlæg blev temperaturregistreringen alene foretaget på hverdage. Ligeledes blev registreringen ikke nødvendigvis foretaget på samme klokkeslet på dagen.

På baggrund af ovenstående er de indsamlede data præget af stor måleusikkerhed, såvel tidsmæssigt som registreringsmæssigt. Dette sammenholdt med meget små faktiske forskelle på de registrerede temperaturer i måleperioden gør det ikke muligt at drage nogen konklusion ud fra det manuelle datamateriale.

Ud fra dette blev det derfor besluttet, at temperaturforholdene gennem renseanlæggene bør registreres med datalogger. Herved opnås flere fordele:

- stor observationstæthed
- nøjagtig temperaturmåling
- sammenlignelige målinger.

## 6.2. Databehandling af driftsmålingerne fra 1990

På 2 af de 3 udvalgte renseanlæg er der i vinteren 1989/90 løbende indsamlet data, med det formål at kunne registrere, hvornår og hvor i anlægget driftsproblemerne opstår.

I 1989/90 blev der således indkøbt 2 dataloggere til installation på Trankær og Hørning renseanlæg. De indkøbte dataloggere er "MYLOG" dataloggere beregnet til opsamling af data i felten. Datablad findes i Appendix 6. De opsamlede data gemmes i ramlager og kan herfra overføres til PC. Dataloggerne leveres standard med 8 analog kanaler, men er såvel på Trankær som Hørning udvidet med 32 analog kanaler.

På Trankær renseanlæg registreres følgende data:

Indløbsflow

temperatur i sand/fedt fang

temperatur i langtidsluftningstank

temperatur ved udløb af efterklaringstank

temperatur ved indløb i efterfældningstank

temperatur ved udløb af efterfældningstank.

Indløbsflow måles med den på anlægget etablerede flowmåler. Flow måles summeret i  $\text{m}^3/\text{h}$ .

Temperaturene måles med en standard temperatursonde i rustfrit stål. Målesondernes placering fremgår af figur 6.12 (s. 59).

Samtlige data registreres hvert 15. min. som øjebliksværdier.

På Hørning renseanlæg registreres følgende data via dataloggeren:

tilløbstemperatur  
temperatur i denitrifikationstank  
temperatur ved langtidsluftning  
temperatur mellem luftning og efterklaring  
afløbstemperatur.

Placeringen af målesonderne er vist sammen med udtagspunkterne for kemianalyser på figur 6.13 (s. 62).

Ligesom på Trankær renseanlæg registreres de indhentede data som øjebliksværdier hvert 15. min.

### 6.3. Kemiske analyser

#### 6.3.1. Dataindsamling

I vinteren 1989/90 er der 2 gange foretaget kemiske analyser på spildevand fra de 3 renseanlæg Pandrup, Trankær og Hørning. Vandprøverne er udtaget på tidspunkter, hvor renseanlæggene bør fungere uden kuldeproblemer idet vandtemperaturen har været omkring  $7^{\circ}\text{C}$ . Analyserne kan således påvise, hvordan renseanlæggene fungerer under normale omstændigheder og derved bruges som referenceværdier.

Under en kuldeperiode var det hensigten at udtage vandprøver på anlæggene for at gøre det muligt at registrere, under hvilke temperaturforhold kvælstoffjernelsen ophører. Da der imid-

lertid ikke forekom nogen kuldeperiode, blev disse vandprøver ikke foretaget.

Følgende kemiske analyser er foretaget efter "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water" (ref. 2):

COD

Nitrit

Nitrat

Kjeldahlanalyse

Alkalinitetsanalyse.

Derudover er opløst mængde ilt, pH samt temperatur registreret i de enkelte tanke.

For hvert renseanlæg er der udtaget vandprøver til analyse ved tilløb, udløb samt forskellige steder undervejs i anlægget (figur 6.1-6.3). Prøverne er udtaget efter "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water" og konserveret efter den heri angivne metode.

Analysemetoderne er behandlet i Appendix 4.

### 6.3.2. Resultater

#### Pandrup renseanlæg

Fra renseanlægget i Pandrup er der udtaget vandprøver til analyse 31. januar 1990 og 21. februar 1990.

Vejrdata blev registreret ved Ålborg Lufthavn 17 km SØ for Pandrup på de 2 ovennævnte dage til følgende:



	Luft- temperatur °C	Nedbør mm	Relativ luftfug- tighed %	Vind- hastighed m/s	Vind- retning, grader
31. jan.	6,4-8,2	0,7	77-85	6,2-10,3	170-180
21. feb.	6,6-9,5	9,0	83-97	5,1-15,4	160-250

Vinddata bør ikke være så relevante for Pandrup renseanlæg, da størstedelen af renseanlægget er overdækket og dermed upåvirket af vinden.

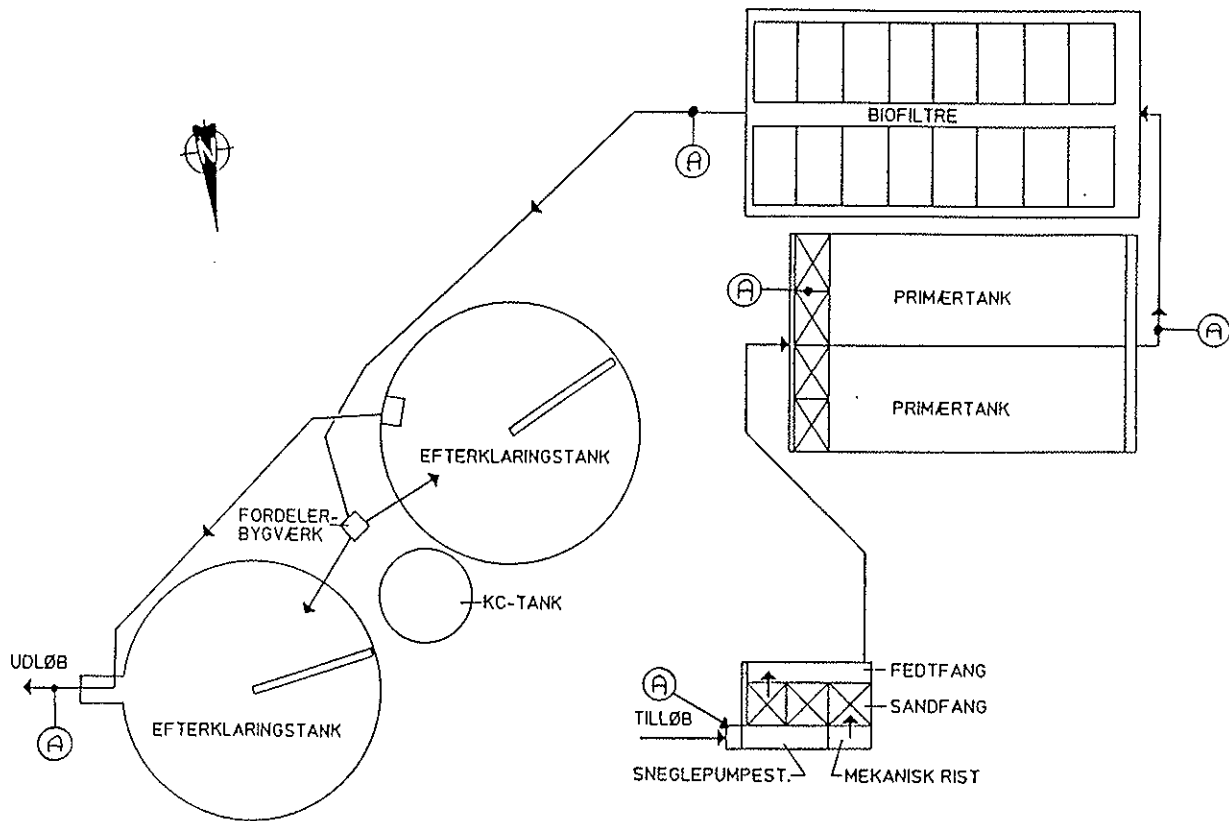
Der er begge dage udtaget vandprøver 8 forskellige steder i renseanlægget. Udtagningsstederne er afmærket på figur 6.11.

De foretagne analysedata fra Pandrup renseanlæg fremgår af tabel 6.1 og tabel 6.2.

Som det fremgår af omstående analysedata, fungerer denitrifikationsprocessen dårligt på Pandrup renseanlæg. Indholdet af nitratkvælstof er kun svagt dalende under denitrifikationsprocessen. Derimod fungerer nitrifikationsprocessen væsentligt bedre.

pH-værdien for det behandlede spildevand i Pandrup ligger højt. Dette skyldes, at der i rensningsprocessen sker en kemisk primær fældning, hvor der tilsættes kalk.

Vejrdatatabellen viser, at der den anden prøveudtagningsdag den 21. februar faldt meget nedbør ved Pandrup. Ved sammenligning af indløbsdata i tabel 6.1 og tabel 6.2 fremgår det, at kvælstofkoncentrationerne er ca. halveret den 21. februar i forhold til den 31. januar, hvor der ikke faldt så meget nedbør. Dette påviser, at Pandrup renseanlæg er meget påvirkelig over for indsivning.



Ⓐ Udtagssted for vandanalyse.

Figur 6.11. Udtagssteder for vandanalyser på Pandrup renseanlæg

Table 6.1. Analysedata for Pandrup renseanlæg, ufiltrerede prøver udtaget den 31. januar 1990

Udtagssted	COD mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg N/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N/l	Kjeldahl mg N/l	Total kvælstof mg N/l	Alkalinitet pH=8,3 ekv./l	Alkalinitet pH=4,8 ekv./l	Temperatur °C	Opløst ilt mg/l	pH
Indløb	210	0.3	3.2	16.3	19.8	0.2	3.3	8.0	4.2	8.1
Udløb, primærtank	120	0.3	3.0	12.8	16.1	0.2	3.9	7.5	4.1	9.3
Før denitrifikation	110	0.3	3.0	13.0	16.2	0.2	3.8	7.5	4.7	9.3
Efter denitrifikation	110	0.4	2.5	12.2	15.1	0.2	3.9	7.5	4.2	9.0
Efter bio-nitrifikation	80	0.4	4.6	6.9	11.9	0.1	2.9	8.0	4.6	8.4
Udløb	55	0.3	4.1	5.0	9.4	0.1	2.9	8.0	4.1	8.4

Temperaturer er målt med 0,5°C nøjagtighed

Table 6.2. Analysedata for Pandrup renseanlæg, ufiltrerede prøver udtaget den 21. februar 1990

Udtagssted	COD mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg N/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N/l	Kjeldahl mg N/l	Total kvælstof mg N/l	Alkalinitet pH=8,3 ekv./l	Alkalinitet pH=4,8 ekv./l	Temperatur °C	Opløst ilt mg/l	pH
Indløb	150	0.2	2.5	8.1	10.9	0.2	1.5	8.5	4.0	6.6
Udløb, primærtank	160	0.3	3.7	11.8	15.8	0.2	3.8	8.5	4.6	9.3
Før denitrifikation	160	0.3	3.5	12.6	16.4	0.2	3.8	8.5	4.6	9.3
Efter denitrifikation	360	ip.	2.8	-	-	0.2	5.3	9.0	2.6	8.8
Efter bio-nitrifikation	120	0.4	5.8	8.7	14.8	0.2	3.1	8.5	3.6	8.4
Udløb	60	0.3	4.4	5.7	10.3	0.2	2.4	8.5	5.2	8.2

ip. = ikke påviselig  
- = ubrugbar analyse

Temperaturer er målt med 0,5°C nøjagtighed

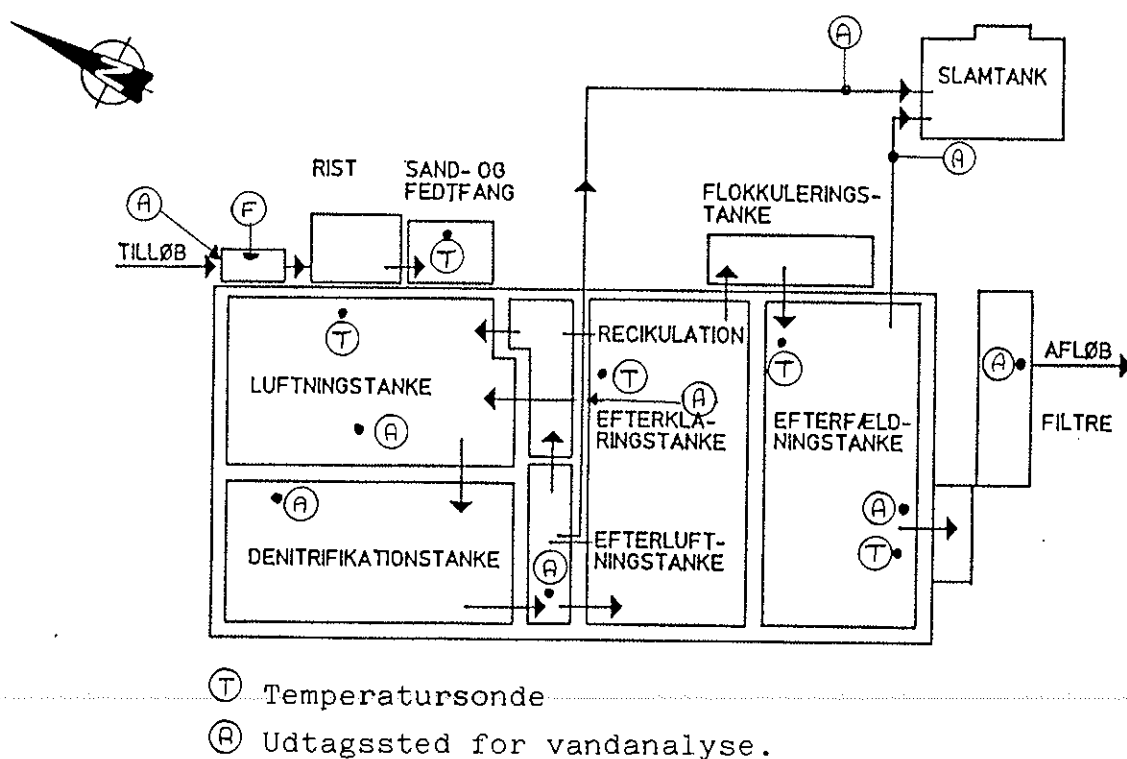
# Trankær renseanlæg

På Trankær renseanlæg er der udtaget vandprøver til analyse 1. februar 1990 samt 22. februar 1990.

Vejrdata for de to ovennævnte dage blev ved Tirstrup Lufthavn 38 km NØ for Trankær målt til følgende:

	Luft- temperatur °C	Nedbør mm	Relativ luftfug- tighed %	Vind- hastighed m/s	Vind- retning, grader
1. feb.	6,0-6,7	0,1	77-84	3,1-5,1	170-210
22. feb.	6,2-9,9	0,1	69-85	3,0-6,7	220-270

Begge dage er der udtaget prøver 9 forskellige steder i anlægget. Udtagningsstederne fremgår af figur 6.12.



Figur 6.12. Udtagningssteder for vandanalyser på Trankær renseanlæg

Resultatet af analyserne fremgår af tabel 6.3 og tabel 6.4. Analyserne er taget på ufiltrerede prøver.

Ud fra de indhentede analysedata fremgår det, at Trankær renseanlæg har fungeret mindre godt på undersøgelsestidspunkterne.

Ovennævnte analyser på Pandrup og Trankær renseanlæg belyser vigtigheden af kemiske analyser på de forskellige renseanlæg, idet det er væsentligt, at de renseanlæg, der behandles i indeværende projekt, fungerer under almindelige driftsforhold. Først derefter vil det være muligt at analysere eventuelle driftsproblemer i kuldeperioder.

#### Hørning renseanlæg

På Hørning renseanlæg blev der i løbet af vinteren 89/90 udtaget vandprøver til kemiske analyser 1. februar 1990 og 22. februar 1990 ligesom i Trankær.

Der blev begge dage udtaget prøver 6 forskellige steder i anlægget, hvilke fremgår af figur 6.13.

Ud fra omstående tabel 6.5 og tabel 6.6 ses det tydeligt, at Hørning renseanlæg er et velfungerende renseanlæg uden øjensynlige problemer. Udledningskravet på højst 8 mg total kvælstof pr. liter overholdes fint.

Tabel 6.3. Analysedata for Trankær renseanlæg, ufiltrerede prøver udtaget den 1. februar 1990

Udtagssted	COD mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg N/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N/l	Kjeldahl mg N/l	Total kvælstof mg N/l	Alkalinitet pH=8,3 ekv./l	Alkalinitet pH=4,8 ekv./l	Temperatur °C	Opløst ilt mg/l	pH
Indløb	230	0.2	3.0	33.9	37.1	0.3	7.5	9	6.3	6.9
Denitrifikation	3300	0.4	3.9	218.4	222.8	0.2	6.6	8	1.3	6.7
Langtidsluftning	4000	0.1	6.9	265.2	272.2	0.1	6.7	8	0.6	6.9
Efterluftning	3500	0.6	4.4	208.3	213.3	0.2	6.3	8	0.2	6.9
Efterklaring, udløb	37	0.2	6.0	1.5	7.6	0.2	4.9	8	3.4	6.6
Efterfældning, udløb	31	0.2	3.9	1.6	5.7	0.2	3.7	8	7.5	6.7
Filter, udløb	38	0	7.1	0	7.1	0.1	3.5	8	5.3	6.8

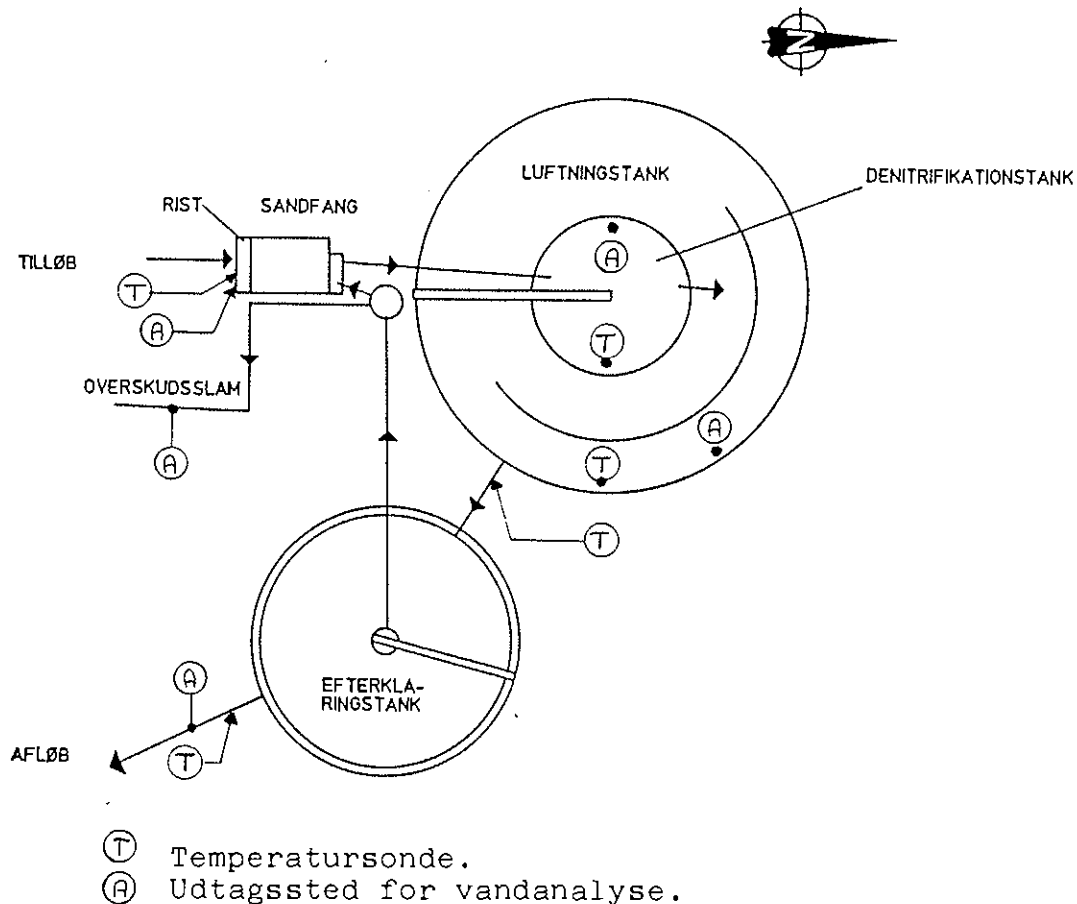
Temperaturer er målt med 0,5°C nøjagtighed

Tabel 6.4. Analysedata for Trankær renseanlæg, ufiltrerede prøver udtaget den 22. februar 1990

Udtagssted	COD mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg N/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N/l	Kjeldahl mg N/l	Total kvælstof mg N/l	Alkalinitet pH=8,3 ekv./l	Alkalinitet pH=4,8 ekv./l	Temperatur °C	Opløst ilt mg/l	pH
Indløb	340	0.1	1.6	33.2	35.0	0.3	8.1	10.5	3.5	7.8
Denitrifikation	3200	0.2	2.1	177.8	180.1	0.2	7.1	10.5	1.4	7.0
Langtidsluftning	4100	< 0.1	5.8	213.7	< 220.0	0.2	6.7	10.5	1.9	7.0
Efterluftning	3200	0.2	3.2	183.3	186.7	0.1	7.6	10.5	1.2	7.3
Efterklaring, udløb	45	0.1	3.2	4.1	7.5	0.3	5.4	10.5	3.3	7.1
Efterfældning, udløb	55	0.1	3.2	2.2	5.5	0.2	4.1	10.0	5.5	7.2
Filter, udløb	40	ip.	4.6	0.7	5.3	0.3	3.9	9.5	4.3	7.1

ip. = ikke påviselig

Temperaturer er målt med 0,5°C nøjagtighed



Figur 6.13. Udtagningssteder for vandanalyser på Hørning renseanlæg

#### 6.4. Meteorologi

De meteorologiske data er meget væsentlige, idet en del af energitabet fra et renseanlæg sker ved konvektion, fordampning eller kortbølget (sol) stråling (ref. 7).

Ved konvektion føres energi fra vandet, hvis luftens temperatur er mindre end vandets. Konvektionshastigheden er afhængig af vandets temperatur, lufttemperaturen, luftens relative fugtighed, vindens hastighed og turbulensforhold ved vandoverfladen. Denne energiudveksling er af stor betydning om vinteren, når der kan være stor forskel på lufttemperatur og temperaturen på spildevandet.

Tabel 6.5. Analysedata for Hørning renseanlæg, ufiltrerede prøver udtaget den 1. februar 1990

Udtagssted	COD mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg N/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N/l	Kjeldahl mg N/l	Total kvælstof mg N/l	Alkalinitet pH=8,3 ekv./l	Alkalinitet pH=4,8 ekv./l	Temperatur °C	pH
Indløb	200	0.2	3.9	24.0	28.1	0.2	6.6	8	7.6
Denitrifikation	3200	0	< 2.0	242.0	< 243.0	0.2	8.1	8	7.5
Langtidsluftning	3500	0.1	2.5	238.7	241.3	0.1	6.6	8	7.4
Udløb	55	0.3	2.3	2.0	4.6	0.2	4.8	8	7.4

Opløst ilt er ikke målt den 1. februar, da der ikke var iltsonde tilstede på anlægget.

Temperaturer er målt med 0,5°C nøjagtighed

Tabel 6.6. Analysedata for Hørning renseanlæg, ufiltrerede prøver udtaget den 22. februar 1990

Udtagssted	COD mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg N/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N/l	Kjeldahl mg N/l	Total kvælstof mg N/l	Alkalinitet pH=8,3 ekv./l	Alkalinitet pH=4,8 ekv./l	Temperatur °C	Opløst ilt mg/l	pH
Indløb	250	0.2	2.1	38.0	40.2	0.2	7.8	9	4.0	7.2
Denitrifikation	3600	< 0.1	< 2.0	178.6	< 180.0	0.1	10.1	9	0.1	7.2
Langtidsluftning	4400	< 0.1	< 2.0	272.2	< 274.0	0.3	7.3	10	0.1	6.8
Udløb	70	0	0.7	1.3	2.0	0.2	5.0	9	4.6	6.9

Temperaturer er målt med 0,5°C nøjagtighed



Fordampning fra vandoverfladen forløber ustandseligt, men er stærkt afhængig af årstiden. Om vinteren kan fordampningen have stor betydning for spildevandets temperatur, idet vandet nedkøles på grund af fordampning til omgivelserne.

Fordampningen er ligesom konvektionen afhængig af vand- og lufttemperatur, luftens relative fugtighed, vindhastighed og turbulensforhold.

Størrelsen af den kortbølgede stråling eller solstrålingen er afhængig af breddegrad, årstid samt skyforhold. Når strålingen rammer overfladen af vandet, sker der både en refleksion og en absorption, og den absorberede stråling resulterer i en temperaturforøgelse i vandet. Den absorberede stråleenergi er proportional med overfladen.

Til belysning af hvilke faktorer, der har størst indflydelse på temperaturfaldet i et rensningsanlæg, har Argaman og Adams (ref. 7), blandt andre, opstillet en energibalance for et renseanlæg. Overslagsberegninger viser, at varmeudveksling med jorden og nedbør (direkte på anlægget) ikke vil have væsentlig indflydelse på temperaturen i anlægget. De væsentlige led udgøres om vinteren af beluftning, netto kortbølget indstråling, fordampning, konvektiv varmeudveksling med luften og procesvarme. Mindre, men dog vigtige, led udgøres af langbølget og mekanisk energi.

De grundliggende meteorologiske parametre for de enkelte led i energibalancen er:

- vandtemperatur
- lufttemperatur
- luftens relative fugtighed
- vindhastighed
- vindretning
- antal solskinstimer.

Disse parametre bør måles tæt ved renseanlægget, men i 1989/90 har der ikke været opstillet meteorologimaster til registre-

ring af ovennævnte parametre på renseanlæggene på grund af de forbundne omkostninger. De indhentede meteorologiske data er derfor fra Danmarks Meteorologiske Instituts nærmeste vejrstationer.

På grund af det danske landskabs karakter, relativt fladt og uden større landskabelige variationer, er brugen af disse data i stedet for data målt direkte ved de enkelte anlæg anset for rimelig ved den første del af undersøgelsen.

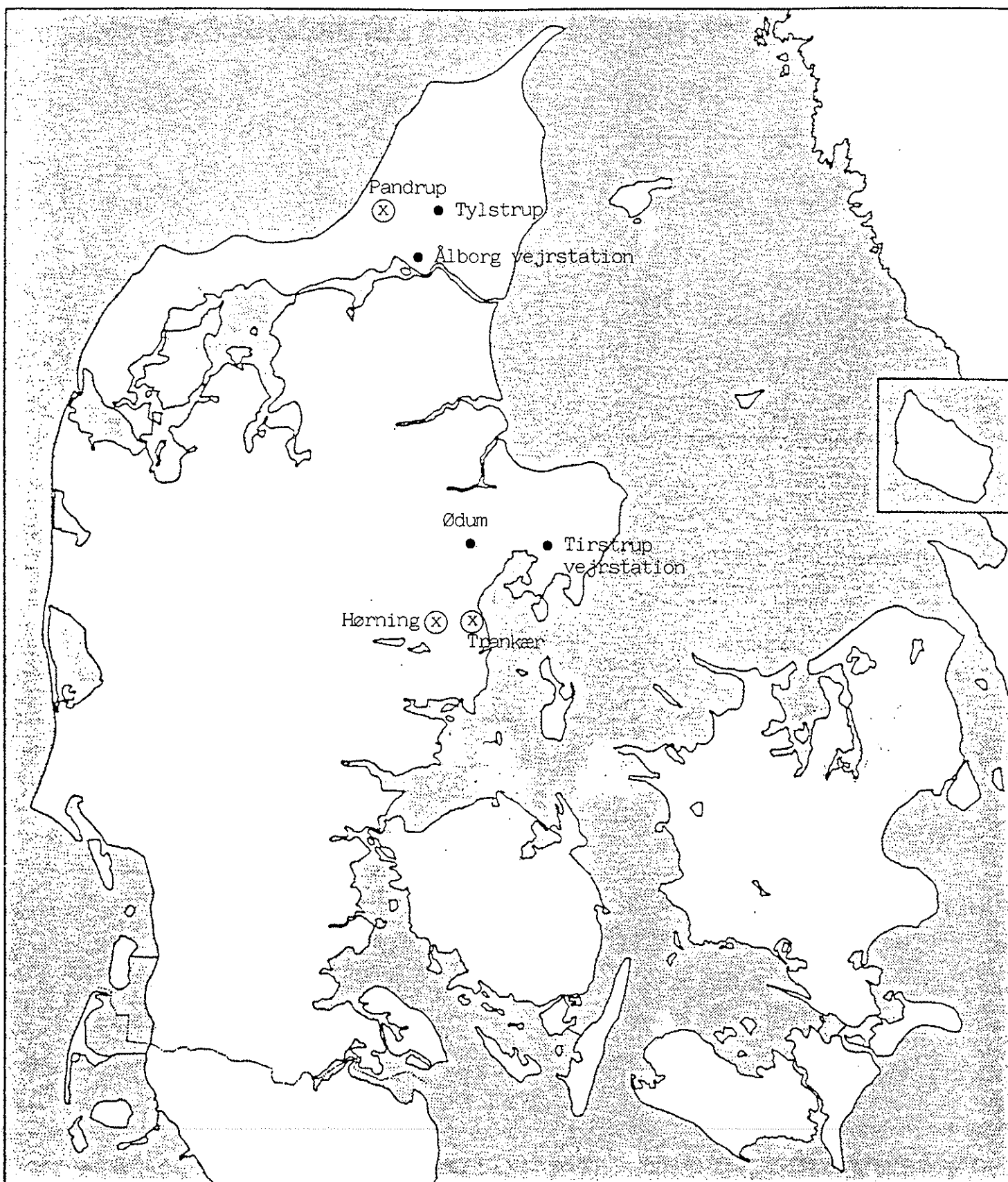
Lufttemperatur, vindhastighed/retning, relativ luftfugtighed samt nedbør er registreret på vejrstationer ved Ålborg Lufthavn og Flyvestation Tirstrup. Derudover er antal solskinstimer registreret ved Tylstrup ved Ålborg og ved Ødum ved Århus.

Ålborg Lufthavn er beliggende 17 km SØ for Pandrup, mens Tylstrup ligger 17 km Ø for Pandrup.

Tirstrup Lufthavn er beliggende 38 km NØ for Trankær og 43 km NØ for Hørning renseanlæg.

Ødum ligger 25 km N for Trankær og 26 km NNØ for Hørning.

Placeringen af de 3 renseanlæg og de tilhørende målestationer er vist på figur 6.14.



Figur 6.14. Renseanlægs placering med tilhørende benyttede vejrstationer

Vindhastigheden helt nede ved vandoverfladen er en vigtig parameter i forbindelse med varmetabet, men for at registrere varmetabets afhængighed af vindhastigheden ved overfladen kræves et meget stort antal vindmålinger over overfladen. Dette ligger af økonomiske grunde uden for dette projekts rækkevidde.

En alternativ metode til at indhente oplysninger om vindens påvirkning af temperaturtabet i renseanlægget er at opstille en mast ved de 2 renseanlæg (ikke ved Pandrup, da anlægget er overdækket) og måle luftfugtighed, lufttemperatur, vindhastighed og vindretning i 10 meters højde. 10 meters højde er standardhøjden for meteorologiske data, og de indhentede data kan derved sammenholdes med andre meteorologiske data.

Når der måles på 2 forskellige renseanlæg, som Trankær og Hørning vil det være muligt at sammenligne effektiviteten af de 2 anlæg under samme vindmæssige forhold, idet der ved hjælp af et vindanalyseprogram (det såkaldte WASP program) kan korrigeres for lokale læforhold (bygninger, skove, etc.), således at de 2 renseanlæg kan henføres til samme ydre forhold. Den geografiske position udgår herved, og det vil således være muligt at sammenholde de 2 anlæg. Det vil være nødvendigt at indhente data over 4-5 vintermåneder i en eventuel projektfortsættelse.

Ud fra ovenstående behandling af meteorologiske data vil de forskellige typer af renseanlæg kunne vurderes, og det vil kunne påvises, om ét design virker bedre end andre.

## 7. MODEL TIL BEREGNING AF ENERGIUDVEKSLING MED OMGIVELSERNE

### 7.1. Modelopbygning

Under stationære forhold kan varmembalancen for et fuldt opblandet beluftet bassin opstilles, som følger

$$\rho * C_p * Q * (T_v - T_i) = \Sigma E$$

$\Sigma E$  = energiudveksling med omgivelserne (cal/døgn)

$\rho$  = vands densitet (998 kg/m<sup>3</sup>)

$C_p$  = vands varmekapacitet (1000 cal/kg °C)

$Q$  = spildevandsmængde pr. døgn (m<sup>3</sup>/døgn)

$T_v$  = vandtemperatur i fuldt opblandet bassin (°C)

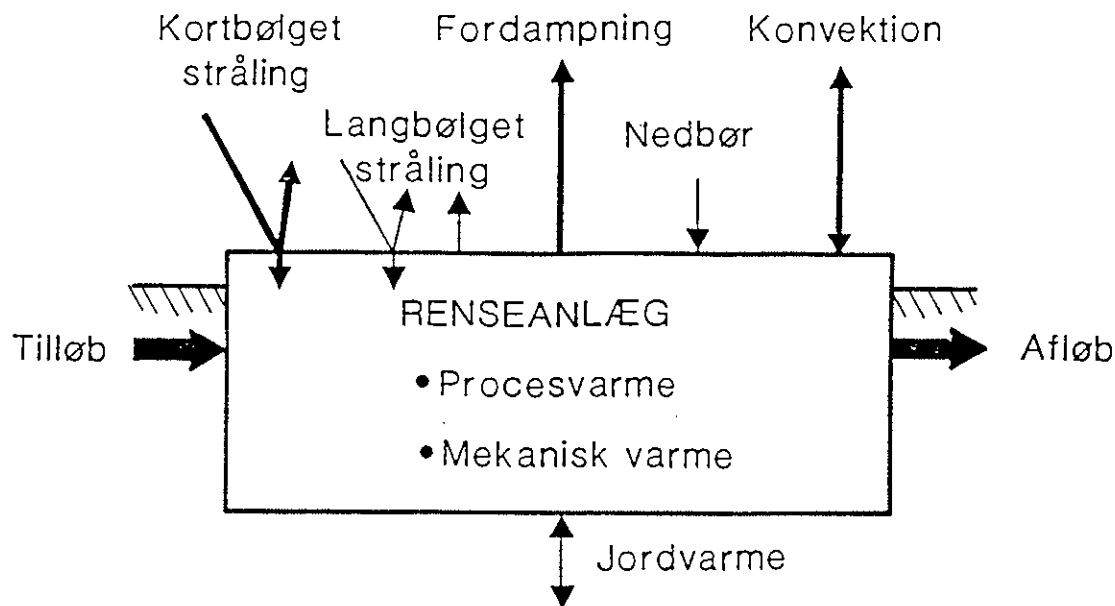
$T_i$  = indløbstemperatur (°C)

Ved at løse ligningen for  $T_v$  fås:

$$T_v = T_i + \Sigma E / (\rho * C_p * Q)$$

For et fuldstændig opblandet bassin kan vandtemperaturen i bassinet sættes lig udløbstemperaturen fra bassinet.

Temperaturen i et renseanlæg er påvirket af en lang række faktorer af større eller mindre betydning for varmetabet fra anlægget. Figur 7.1 viser de faktorer, der kan påvirke varmetabet og derfor bør tages i betragtning ved opstilling af en energibalance for et renseanlæg.



Figur 7.1. Faktorer, der påvirker temperaturen i et renseanlæg (ref. 1)

Med udgangspunkt i figur 7.1 kan følgende energibalance opstilles for et renseanlæg:

$$\Sigma E = E_s + E_M + E_p - E_L - E_F - E_k - E_B - E_j$$

$E_s$  = solstråling (kortbølget stråling) (cal/døgn)

$E_M$  = mekanisk varme (cal/døgn)

$E_p$  = procesvarme (cal/døgn)

$E_L$  = langbølget stråling (cal/døgn)

$E_F$  = fordampning (cal/døgn)

$E_k$  = konvektion (cal/døgn)

$E_B$  = beluftsvarme (cal/døgn)

$E_j$  = jordvarme (cal/døgn)

Der er indtil nu opstillet forskellige modeller, der mere eller mindre ligner hinanden, til beregning af de indgående energimængder i ovenstående udtryk. Med udgangspunkt i to modeller (ref. 7 (Argaman og Adams) og ref. 8 (Talati og Stenstrom)) vil der i det følgende blive opstillet en model til beregning af energitabet fra et renseanlæg.

## Solstråling (kortbølget stråling)

Energitilførslen ved solstråling er en funktion af meteorologiske forhold, anlægsbeliggenhed (breddegrad) og tidspunkt på året. Følgende udtryk kan opstilles (ref. 9):

$$E_s = E_{s,o} * (1 - 0,0071 * C_s^2) * A \text{ (cal/døgn)}$$

$E_{s,o}$  = gennemsnitlig daglig solstråling under skyfrit forhold  
(cal/m<sup>2</sup>\*døgn)

$C_s$  = skydække (skala 0-10)

$A$  = overfladeareal (m<sup>2</sup>)

Solstrålingen under skyfri forhold afhænger af beliggenhed (breddegrad) og årstid og må estimeres, hvis de meteorologiske data ikke er registreret. Følgende korrelation (ref. 10) kan benyttes:

$$E_{s,o} = (a - b \sin(\frac{2\pi d}{366} + c))$$

$$a = 95,1892 - 0,3591 * k - 8,4537 * 10^{-3} * k^2$$

$$b = -6,2484 + 1,6645 * k - 1,1648 * 10^{-2} * k^2$$

$$c = 1,4451 + 1,434 * 10^{-2} * k - 1,745 * 10^{-4} * k^2$$

$$d = \text{dag i året (0 - 365)}$$

$$k = \text{breddegrad}$$

$E_{s,o}$  er her opgivet i BTU/hr \* sqft. For at omsætte  $E_{s,o}$  til cal/døgn\*m<sup>2</sup> skal  $E_{s,o}$  derfor ganges med (0,271\*24\*10<sup>4</sup>).

For  $k = 55$  ( Danmark) fås følgende udtryk for solstrålingen:

$$E_s = (49,87 - 50,06 \sin(\frac{2\pi d}{366} + 1,71)) * (1 - 0,0071 * C_s^2) * A * 6,5 * 10^4 \text{ (cal/døgn)}$$

### Fordampningsvarme

Ifølge ref. 11 kan følgende udtryk opstilles for fordampningsvarmen:

$$E_F = A_F + K_F * (T_V - T_L) \text{ (cal/cm}^2 \text{ * d\o g n)}$$

hvor

$$A_F = 2,92 * 10^{-3} * e^{0,0604 T_L} * (1 - f/100) * h_v$$

$$K_F = 1,75 * 10^{-4} * e^{0,0604 T_L} * h_v$$

$$T_L = \text{lufttemperatur (}^\circ\text{C)}$$

$$T_V = \text{bassintemperatur (}^\circ\text{C)}$$

$$f = \text{fugtighed (\%)}$$

$$h_v = \text{damptrykskoefficient (m/d\o g n)}$$

$h_v$  kan udtrykkes ved (ref. 11 og 12):

$$h_v = 39,2 * 10^3 * x^{-0,1} (V_V - V_O) \text{ (cm/d\o g n)}$$

$$x = \text{karakteristisk l\ae ngde } (\sim \sqrt{A}) \text{ (m)}$$

$$V_V = \text{vindhastighed (m/sek i 2 meters h\o jde)}$$

$$V_O = \text{vandoverflade hastighed i vindretningen (m/sek)}$$

Da  $V_O$  er meget mindre end  $V_V$ , ses der bort fra  $V_O$ .

Ved inds\ae ttelse af  $h_v$  i udtrykkene for  $A_F$  og  $K_F$  f\aa s f\o lgende udtryk for fordampningsvarmen:

$$E_F = (1,145 * 10^6 * (1 - f/100) + 6,86 * 10^4 * (T_V - T_L)) * e^{0,0604 T_L} * V_V * A^{0,95} \text{ (cal/d\o g n)}$$



### Konvektionsvarme

Konvektionsvarmen kan ligeledes udfra ref. 11 udtrykkes, som følger:

$$E_K = h_v * \rho_L * C_{PL} * (T_v - T_L) \text{ (cal/cm}^2 \text{ døgn)}$$

hvor

$$\rho_L = \text{lufts densitet (1,26 kg/m}^3\text{)}$$
$$C_{PL} = \text{lufts varmekapacitet (238,89 cal/kg }^\circ\text{C)}$$

Ved indsættelse af  $h_v$ ,  $\rho_L$  og  $C_{PL}$  fås følgende udtryk for konvektionsvarmen:

$$E_K = 11,8 * 10^4 * (T_v - T_L) * V_v * A^{0,95} \text{ (cal/døgn)}$$

### Mekanisk varme

Det antages, at al beluftsenergien absorberes af vandet i bassinet eller luften. Med systemer med overfladeluftere omsættes den mekaniske energi som akseleffekt direkte til vandet i luftningsbassinet. Med systemer med luftindblæsning tabes noget af den mekaniske energi i friktion i kompressorerne. Det må imidlertid antages, at denne energi vil optages af luften omkring kompressorerne og derved blive genvundet ved, at temperaturen på den indkomne luft til kompressorerne bliver højere. Den mekaniske varme må derfor antages at bidrage med den direkte forbrugte mekaniske energi til pumper målt i cal/d.

### Procesvarme

Mængden af energi, der frigøres ved den biokemiske reaktion, afhænger af spildevandets sammensætning og systemets driftsparametre.

Ved at benytte de i ref. 7 opstillede antagelser kan energien frigjort ved den biokemiske reaktion udregnes til 1800 cal/g COD. Bidraget til den totale varmerekation for systemet kan herefter udtrykkes ved

$$E_p = 1,8 * 10^6 S_r \text{ (cal/døgn)}$$

hvor

$$S_r = \text{kg COD fjernet pr. døgn.}$$

### Langbølget stråling

Varmetabet ved langbølget eller atmosfærisk stråling er baseret på Stefan Boltzmans strålingslov af fjerde grad og kan udtrykkes som forskellen mellem indkommet stråling og tilbagestråling fra renseanlægget:

$$E_L = E_{L,ind} - E_{L,ud} \text{ (cal/døgn)}$$

Det samlede varmetab ved langbølget stråling er, som følger (ref. 7 og ref. 8):

$$E_L = \epsilon * \sigma * (T_v + 273)^4 * A - (1 - \lambda) * \beta * \sigma * (T_L + 273)^4 * A$$

hvor

$\epsilon$  = varmeudstråling fra vandoverflade

$\lambda$  = varmetilbagestråling fra vandoverflade

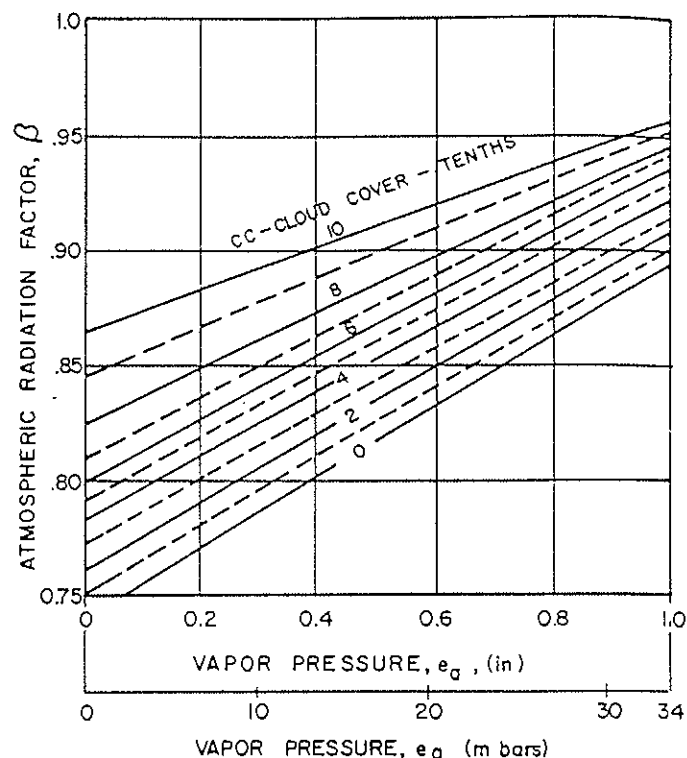
$A$  = overfladeareal af anlæg

$\beta$  = atmosfærisk strålingsfaktor

$\sigma$  = Stefan Boltzmans konstant ( $1,17 * 10^{-3} \text{ cal/m}^2 \text{ døgn } ^\circ\text{K}^4$ )

Værdierne for  $\lambda$  og  $\epsilon$  er af flere forskere som gode estimater sat til  $\lambda = 0,03$  og  $\epsilon = 0,97$  (ref. 8).

Værdien af  $\beta$  afhænger af damptryk og skydække, som det fremgår af figur 7.2, men ligger under normale vejrforhold i området 0,75-0,95.



Figur 7.2. Atmosfærisk strålingsfaktor (ref. 11)

### Beluftsvarme

Varmetabet forårsaget af beluftning kan opdeles på de 2 komponenter varmetab ved fordampning og ved varmeoverføring. Beluftsvarmetabet afhænger meget af beluftsapparatet. En generelt formel for beluftsvarmetabet ser ud, som følger:

$$E_B = E_{LM} + E_{LF} \text{ (cal/døgn)}$$

$E_{LM}$  = varmetab ved varmeoverføring  
 $E_{LF}$  = varmetab ved fordampning

Varmetab ved varmeoverføring må beregnes på forskellig måde afhængig af, om luftningssystemet består af turbinebeluftere eller luftindblæsning (bundbeluftning). Dette skyldes, at ved luftindblæsning er mængden af luft, der blæses ind pr. tidsenhed, en kendt parameter, mens mængden af luft fra turbinebeluftere må estimeres.

For overfladebeluftning med turbiner gælder følgende udtryk

for varmeoverføringsbidraget (ref. 8):

$$E_{LM} = h_v * \rho_L * C_{PL} * s * (T_v - T_L) \text{ (cal/døgn)}$$

hvor

$$Q_L = \text{luftstrømning (m}^3/\text{s)}$$

$$\rho_L = \text{lufts densitet (1,26 kg/m}^3\text{)}$$

$$C_L = \text{lufts varmfylde (238,89 cal/kg } ^\circ\text{C)}$$

$$s = \text{omdannelsesfaktor, sekunder pr. døgn}$$

$h_v$  er en dampfaseoverføringskoefficient udtrykt ved:

$$h_v = 392 * F^{-0,05} * H_v$$

Her er  $F$  = beluftsarealeet i  $\text{m}^2$ .

Ved indsættelse af konstanter fås:

$$E_{LM} = 10,2 * 10^9 * F^{-0,05} * H_v * (T_v - T_L) \text{ (cal/døgn)}$$

(turbinebeluftning)

For bundbeluftning gælder følgende udtryk:

$$E_{LM} = Q_L * \rho_L * C_L * s * (T_v - T_L) \text{ (cal/døgn)}$$

Ved indsættelse af  $\rho_L$ ,  $C_L$  og  $s$  fås:

$$E_{LM} = 26 * 10^6 * Q_L * (T_v - T_L) \text{ (cal/døgn) (bundbeluftning)}$$

Der findes på nuværende tidspunkt intet udtryk for rotorbeluftning.

I modellen vil udtrykket for indblæsning blive benyttet, da modellen bliver afprøvet på Trankær renseanlæg, der er et bundbeluftsanlæg.

For fordampningsbidraget gælder følgende udtryk for såvel overfladebeluftning med turbiner som bundbeluftning:

$$E_{LF} = \frac{M_v * Q_L * L * s}{100 * R} \left( \frac{H_v * (f + h_f (100-f))}{T_v + 273} - \frac{V_L * f}{T_L + 273} \right)$$

hvor

- $M_v$  = vands molekylevægt ( $18,02 * 10^{-3}$  kg/g mole)  
 $L$  = bunden varme ved fordampning af vand (cal/kg)  
 $R$  = gaskonstant ( $62.361 * 10^{-3}$  mm Hg \* m<sup>3</sup>/g mole °K)  
 $H_v$  = vands damptryk ved bassintemperatur (mm Hg)  
 $f$  = luftfugtighed (%)  
 $h_f$  = ? (i modellen er  $h_f$  sat til 1)  
 $V_L$  = vands damptryk ved lufttemperatur (mm Hg)

De 3 størrelser  $L$ ,  $H_v$  og  $V_L$  er alle temperaturafhængige. Dette er ikke indbygget i modellen, idet følgende konstanter er benyttet:

- $L$  =  $594,57 * 10^3$  cal/kg (ved 5°C)  
 $H_v$  = 7,505 mm Hg (ved 7°C)  
 $V_L$  = 6,536 mm Hg (ved 5°C)

Ved indsættelse af konstanter fås følgende udtryk for fordampningsbidraget ved bundbeluftning:

$$E_{LF} = 148,44 * 10^6 * Q_L (750,5/(T_v+273) - 6,536*f/(T_L+273))$$

### Jordvarme

Varmetabet gennem siderne og bunden i et renseanlægs bassiner afhænger af konstruktionsmateriale, vægtykkelse og temperatur-differencen mellem indre og ydre vægoverflade. For at kunne udregne varmetabet gennem væggene eksakt er det nødvendigt at kende bassinernes nøjagtige konfiguration, herunder grundvandsniveau, bassinniveau etc. For at simplificere en sådan beregning kan der antages et effektivt vægareal samt en enkel varmeoverførelseskoefficient for siderne og bunden. Herved bliver varmetabet gennem væggene, som følger (ref. 7):

$$E_j = A_j * U * (T_v - T_j) \text{ (cal/døgn)}$$

hvor

$A_j$  = effektiv vægareal ( $m^2$ )

$U$  = varmeoverførselskoefficient ( $cal/m^2 * d\ddot{a}gn * ^\circ C$ )

$T_j$  = jordtemperaturen ( $^\circ C$ )

Som en første tilnærmelse kan værdien af  $A_j$  sættes lig summen af arealerne af sider og bund.  $U$  for beton eller jordbassiner ligger i området  $(1-2) * 10^4 cal/m^2 * d\ddot{a}gn * ^\circ C$ .

#### Energiændring i anlægget over et tidsinterval fra tilløb og afløb

For at beregne temperaturen i bassinet efter et mindre tidsrum (timer, d\ddot{a}gn) er det nødvendigt at tage hensyn til det energindhold, der allerede findes i bassinet,  $\Delta E$ .

Energiændringen fra tilløb og afløb i anlægget over et mindre tidsrum kan udtrykkes, som følger:

$$\Delta E = (T_u - T_i) * Q * \rho * C_p$$

hvor

$T_u$  = udløbstemperatur ( $^\circ C$ )

$Q$  = flow ( $m^3/tidsenhed$ )

#### Endelig model

Den endelige model til beregning af bassintemperaturen,  $T_v$ , ser herefter ud, som følger:

$$E_v = \Sigma E + \Delta E$$

eller udtrykt som bassintemperaturen  $T_v$

$$T_u = T_i + ((E_s + E_M + E_p - E_L - E_F - E_K - E_B - E_j) / (\rho * C_p * vol)) - ((T_u - T_i) * Q / vol)$$

hvor  $vol$  = bassinvolumen ( $m^3$ )

## 7.2. Modelkørsel

Modellen er afprøvet for en 4 dages periode på Trankær renseanlæg. Program for modellen er vedlagt i Appendix 7. Tidsenheden for modelkørslen er 1 time. Tidsperioden, der er udvalgt for modelkørsel er 15-18. februar 1990. Tidsperioden kan karakteriseres ved følgende ekstreme meteorologiske forhold:

- 15. februar: ingen vind, meget sol, stor variation i lufttemperatur
- 16. februar: lidt sol, høj fugtighed, lufttemperatur under frysepunktet (eneste frostperiode i denne vinter)
- 17. februar: stærk vind, rimelig høj lufttemperatur
- 18. februar: høj lufttemperatur

De meteorologiske data for perioden fremgår af figur 7.3 og figur 7.4. Dataene stammer fra Tirstrup og er registreret som øjebliksværdier målt hvert 6. time. Soldata er registreret som solminutter pr. dag. Til benyttelse af de meteorologiske data i modelkørslen med en tidsenhed på 1 time er de registrerede data for lufttemperatur, fugtighed og vindhastighed sat identiske over en 6 timers periode, mens solminutterne er fordelt ligeligt over dagstimerne.

I begyndelsen af forsøgsperioden var den målte vindhastighed 0,0 meter. Denne værdi fører til, at både konvektions- og fordampningsleddene i modellen forsvinder. Dette er ikke korrekt, idet der vil være nogen fordampning og konvektion selv ved vindstille, så længe der er en temperaturforskelle, og den relative fugtighed er mindre end 100 %. Som en tilnærmelse er minimums vindhastigheden sat til 0,5 m/sek.

Vindhastighederne er målt i 10 m højde. Da del-modellerne for beregning af varmetab fra konvektion og fordampning er baserede på de af Harbeck (ref. 17) foretagne målinger af fordampning fra vandoverflader i 2 m højde, er en korrektion af vindhastighederne nødvendigt. En korrektionsfaktor på 0.7 er benyttet svarende til reduktionen i vindhastighed over en græsoverflade som angivet af Harbeck (ref. 17).

Det er nødvendigt at reducere den effektive vindhastighed ved Trankær Renseanlæg yderligere, da anlægget ikke ligger på åben

græsmark, men er omgivet af delvis beplantning. Som en første approximation er en reduktionsfaktor på yderligere 0.7 benyttet for en total korrektionsfaktor på 0.49. Værdien af beplantningskorrektionsfaktoren er estimeret fra Olesen (ref. 4).

En simulering af varmeudvekslingen blev først gjort med den ikke-korrigerede vindhastighed svarende til den benyttede vindhastighed i "trætopshøjde" (ref. 8). Det beregnede temperaturfald i renseanlægget, baseret på den ikke-korrigerede vindhastighed, var væsentlig større end det målte og viste en klar tendens med for høj afkøling, som set på figur 7.6.

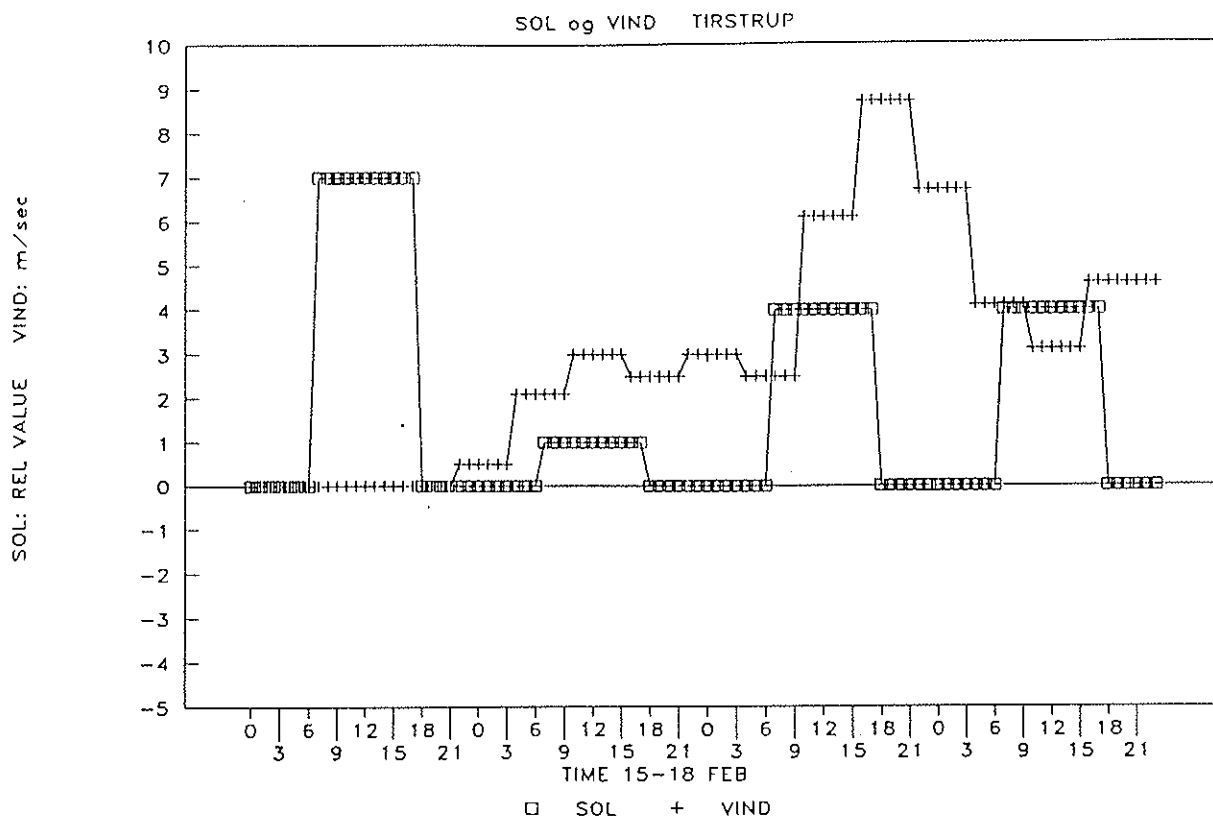
Simuleringer med de forskellige vindhastigheder viser, at denne faktor er kvantitativt meget vigtig i denne model. I næste fase af projektet foretages der derfor lokale vindmålinger, og en simulering af lokale terrænforhold bliver forsøgt.

På figur 7.7. og figur 7.8 er de beregnede temperaturændringer delt op på de 8 atmosfæriske energiudvekslinger sol, konvektion, mekanisk, fordampning, langbølge, beluftning, biologisk og jord. Som det fremgår af figurerne, kan energiudvekslinger som følge af langbølge, beluftning, mekanisk, jord og biologisk betragtes som næsten konstante. Sol, konvektion og fordampningsbidragene på figur 7.7 varierer derimod betydeligt.

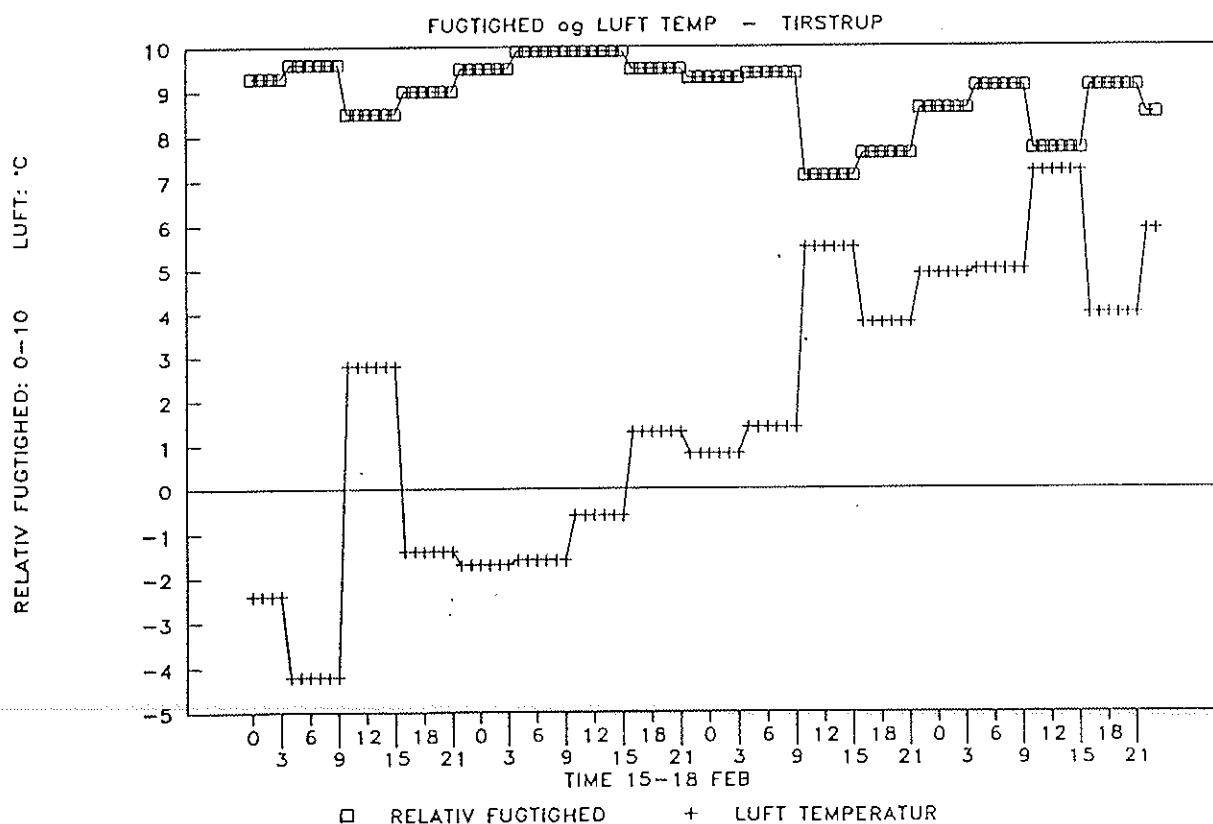
Som det fremgår af figur 7.5, følger den ud fra modellen beregnede anlægstemperatur tendenserne i den målte anlægstemperatur, men modellen mangler endnu at blive korrigeret yderligere for en vindfaktor samt en faktor for sol.

For den valgte tidsperiode 15. februar - 18. februar 1990 kan den relative fordeling for de forskellige faktorer til varmebalancen angives. Fordelingen er i figur 7.9 angivet for dagtimerne i den beregnede periode, mens figur 7.10 angiver fordelingen på nattimer. Ud fra figur 7.9 og figur 7.10 kan det ses, at beluftsbidragene og jordbidragene er små i forhold til de øvrige atmosfæriske bidrag, og der kan med rimelighed ses bort fra disse bidrag. Solbidraget er naturligt nok 0 om natten.

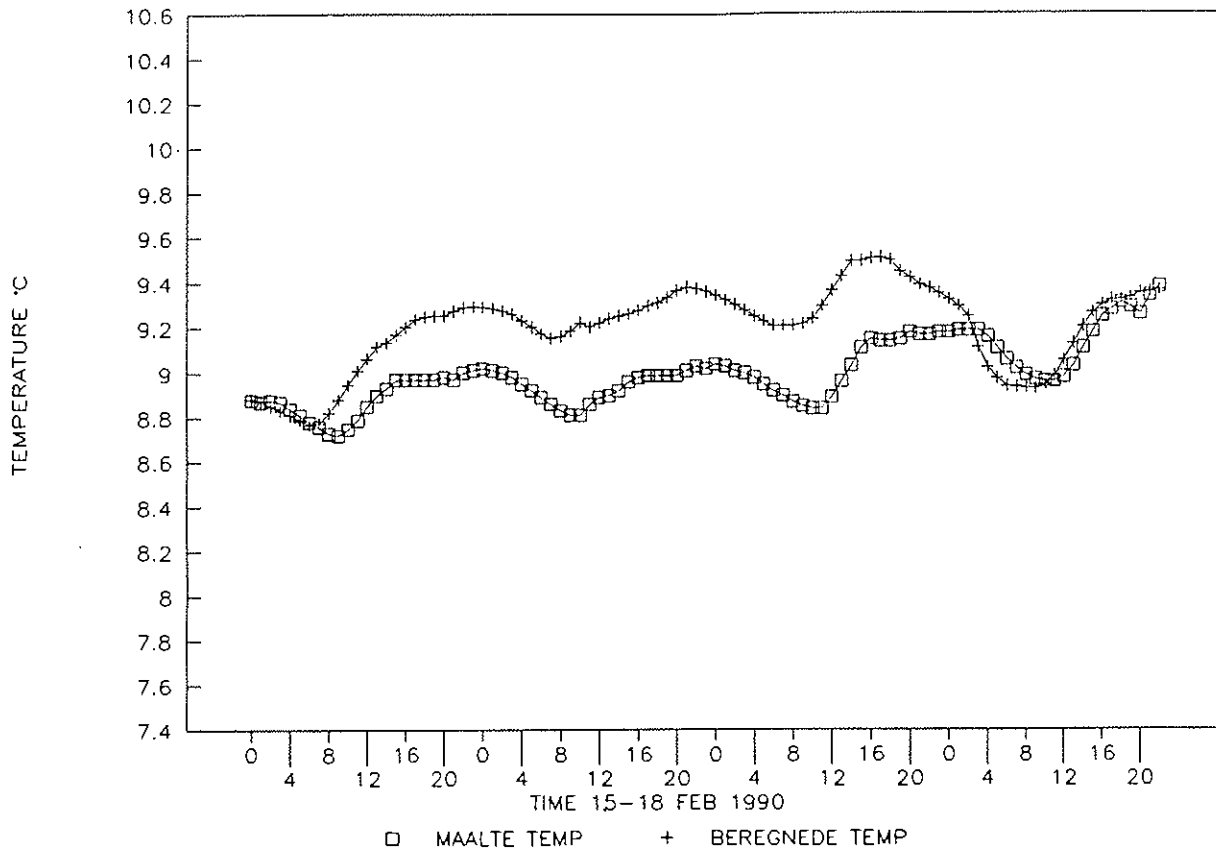




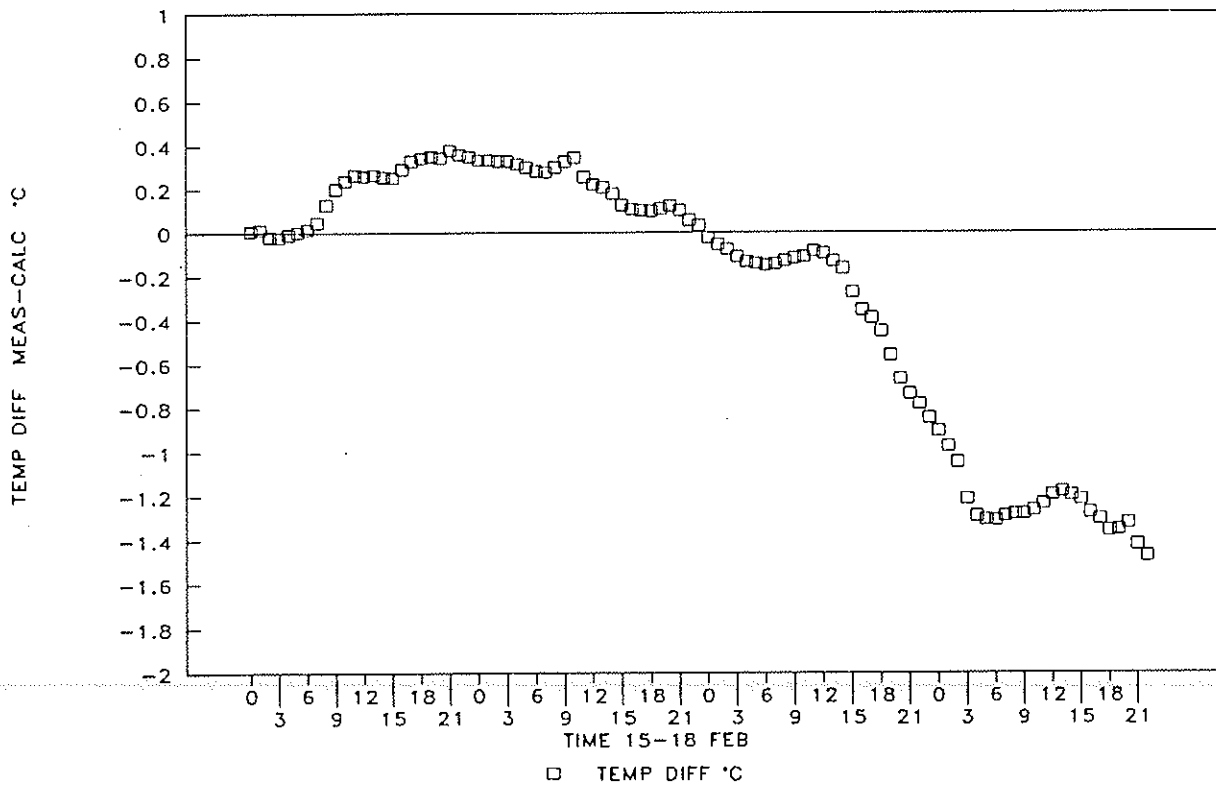
Figur 7.3. Meteorologiske data 15-18. februar 1990



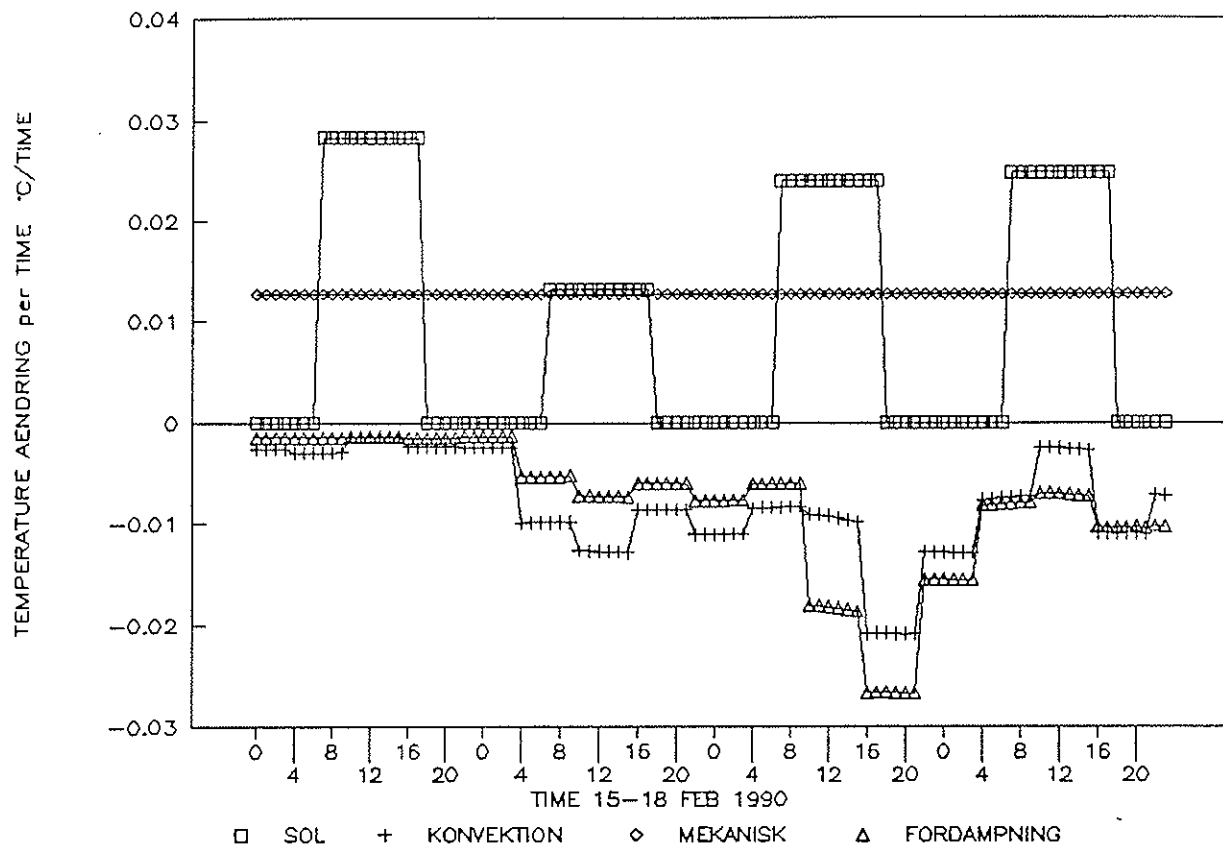
Figur 7.4. Meteorologiske data 15-18. februar 1990



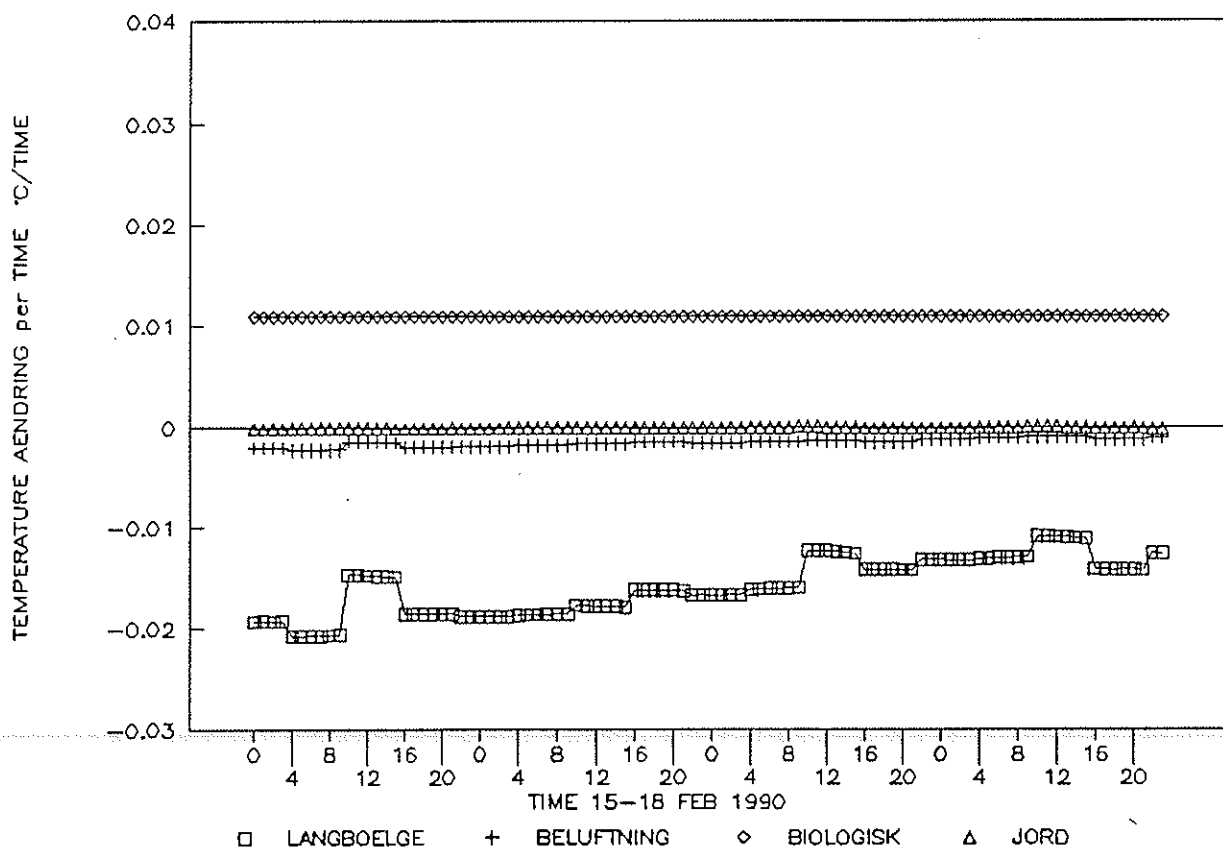
Figur 7.5. Målte og beregnede korrigerede anlægstemperaturer 15-18. februar 1990



Figur 7.6. Differencen mellem målte og beregnede ukorrigerede anlægstemperaturer 15-18. februar 1990

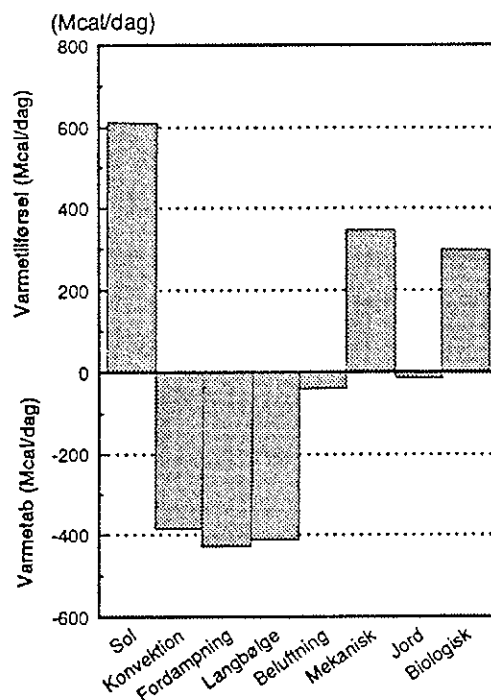


Figur 7.7. Beregnede temperaturændringer forårsaget af sol, konvektion, mekanisk og fordampning 15-18. februar 1990

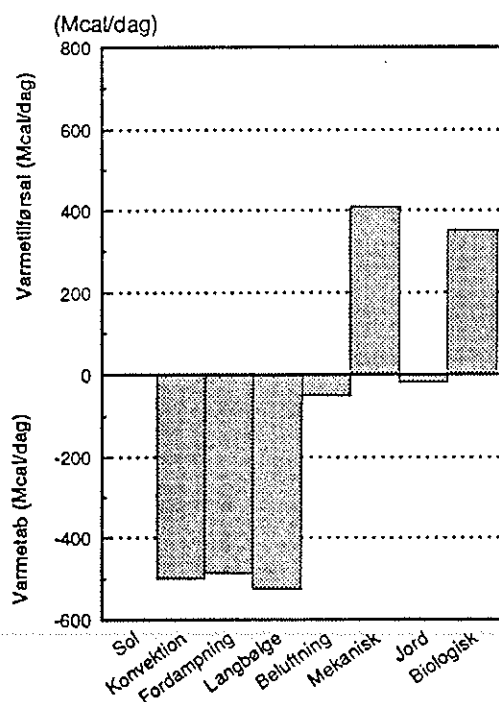


Figur 7.8. Beregnede temperaturændringer forårsaget af langbølge, beluftning, biologisk og jord 15-18. februar 1990

De her angivne søjlediagrammer er som nævnt gældende for perioden 15-18. februar 1990 og kan ikke betragtes som generelle repræsentative data.



Figur 7.9. Beregnede summerede varmebalancekomponenter for dagtimerne (kl. 08.00-17.00) i perioden 15-18. februar 1990 baseret på figur 7.7 og figur 7.8



Figur 7.10. Beregnede summerede varmebalancekomponenter for nattimerne (kl. 17.00-08.00) i perioden 15-18. februar 1990 baseret på figur 7.7 og figur 7.8

## 8. EFFEKT AF LÆHEGN/OVERBYGNING

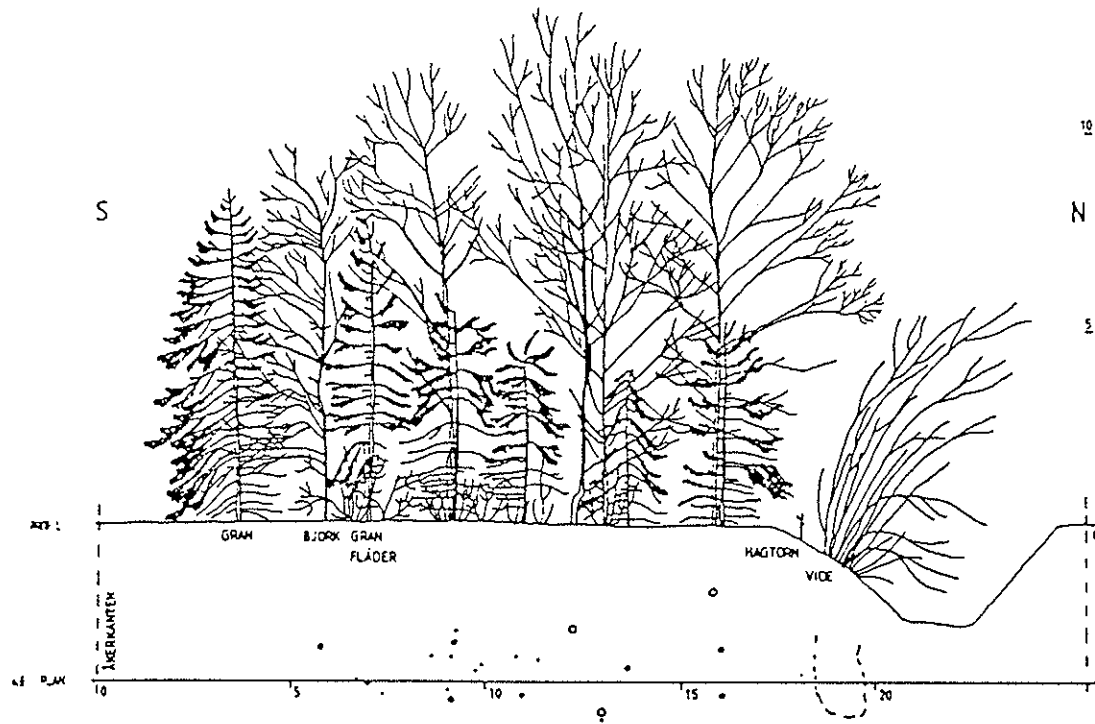
### 8.1. Vindforhold

Typiske vindretninger og hastigheder er blevet registreret gennem mange år, og deres relation til effektiviteten af læhegn er blevet undersøgt af Olesen (ref. 4). Den gennemsnitlige hastighed er i Jylland omkring Århus og Viborg fundet til omkring 3.7 m/s (ref. 5). Omkring 52% af vinden er fra SV, V eller NV, mens ca. 30% kommer fra SØ, Ø eller NØ.

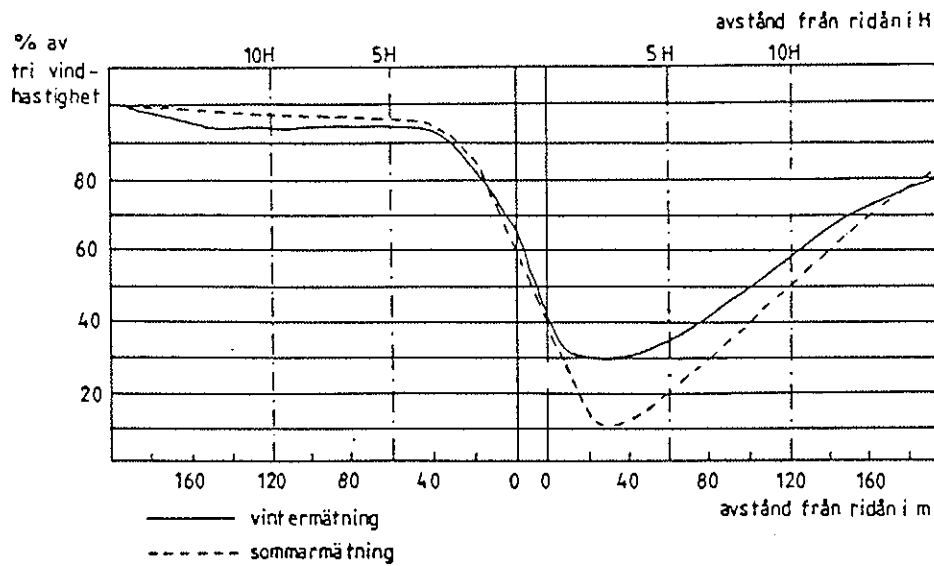
### 8.2. Læhegnstyper

Brugen af læhegn er velkendt i Danmark, hvor for eksempel Hedeselskabet har været et foregangs foretagende for Norden vedrørende udvikling af den tekniske baggrund for læhegns anvendelse (ref. 4). En nyere udredning om læhegn og deres funktion, med større henblik på byområder end landområder, er givet i ref. 6.

Et læhegns effektivitet er primært en funktion af tre variable, højde, længde og tæthed. Højde og længde bestemmes af størrelsen af det ønskede læområde. Det optimale læområde findes typisk inden for en afstand mellem 0,5 og 5 gange læhegnets højde. Et hegn på 10 meter kan således give læ inden for omkring 50 meter fra hegnet. Figur 8.1 og figur 8.2 viser et typisk hegn og dets lævirkning. Det ses, at ved optimalt valg af beplantning kan der selv i vintermånederne opnås en 60% hastighedsreduktion inden for 50 meter fra hegnet (fem hegnshøjder).

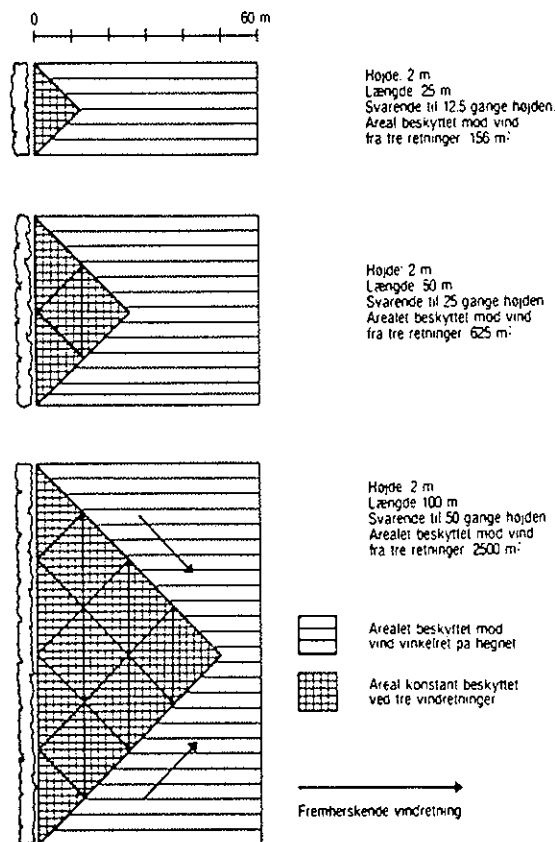


Figur 8.1. Birkehegn med gran, Välaholm, profildiagram  
(ref. 4)



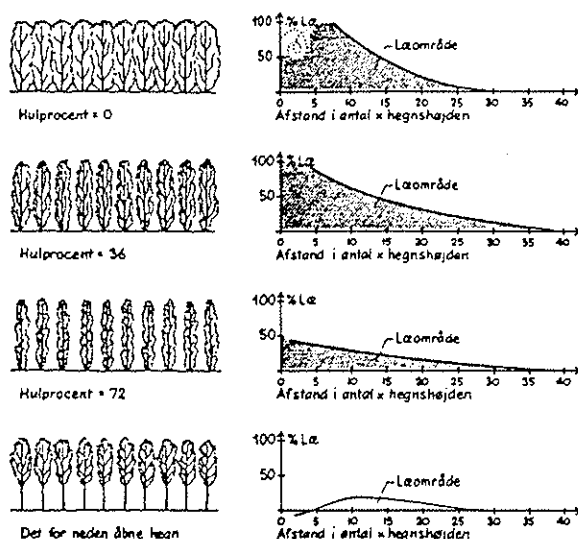
Figur 8.2. Vindprofiler, Välaholm (efter Nord, 1986)  
(ref. 4)

Hegnets længde er vigtig på grund af randvirkninger, og for at opnå lævirkninger fra vind kommende fra en rimelig vinkel (f.eks. mellem SØ og NØ) må læhegnet være længere end det ønskede læområde. Figur 8.3 viser den typiske sammenhæng mellem længde og beskyttet område.



Figur 8.3. Betydningen af hegnenes længde  
(ref. 4)

Endelig er hegnets tæthed af afgørende betydning. Et for tæt hegn, f.eks. en solid mur, leder vinden over muren, men resulterer i vind"nedslag" på læsiden direkte bagved. En åbenhed (hulprocent) på 30-50% har vist at give de bedste læforhold (ref. 4), og figur 8.4 viser skematisk sammenhængen mellem åbenhed og den procentvise reduktion i vindhastigheden.



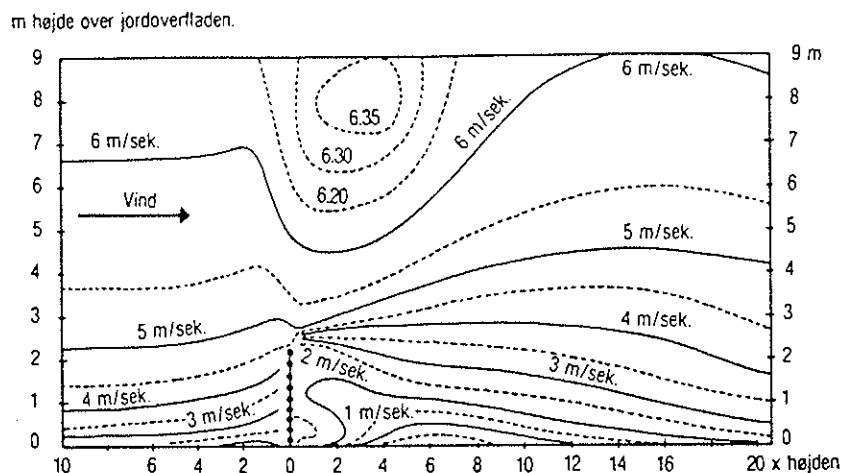
Figur 8.4. Eksempler på hvorledes forskellige hulprocenter indvirker på læhegns intensitet (læprocenten) (ref. 4)

### 8.3. Læskærme

Lævirkning kan også ofte fordelagtigt opnås ved hjælp af læskærme, og der er teoretisk ingen forskel på hegn og skærme. Da arealerne, der skal beskyttes fra vindpåvirkninger, ofte er relativt små på renseanlæg sammenlignet med beskyttede landbrugsarealer, kan brugen af læskærme være fordelagtig. Figur 8.5 viser vindhastighederne omkring en to meter høj læskærm. Det ses, at en vindhastighed på 6 m/s reduceres til mindre end 1,0 m/s mellem 2 og 12 meter bagved læskærmen.

Da læskærme har relative lave installations- og vedligeholdelsesomkostninger, kan de let og økonomisk installeres som en midlertidig foranstaltning ved nye og eksisterende anlæg, indtil læskabende beplantninger har haft tid til at vokse frem.





Figur 8.5. Læ i lodret udstrækning. Linier med ens vindhastighed omkring en 2 m høj læskærm med ca. 50% hulareal (ref. 4)

#### 8.4. Beregnet effekt af læhegn

I Danmark er vintertemperaturerne således, at mange anlæg om vinteren har temperaturer i den biologiske proces, der ligger i området mellem +4 og +8 grader. Som det ses af figur 1.1, er det netop dette område, der kan være kritisk for et anlægs funktion, da nitrificering er meget temperaturafhængig her. En ændring af temperaturen i den biologiske del af processen fra f.eks. +5 til +7 grader kan reducere den nødvendige aerobe slamalder med ca. 30%. Det svarer til et reduceret procesvolumen af samme størrelsesorden.

## 9. ØKONOMISKE BEREGNINGER OVER ALTERNATIVE FORANSTALTNINGER

For at begrænse varmetabet til omgivelserne mest muligt kan flere forskellige metoder benyttes.

Metoderne er meget forskellige, og effektiviteten synes umiddelbart at være ligefrem proportional med omkostningsniveauet.

I det følgende beskrives de enkelte metoder kvalitativt og økonomisk, idet udgangspunkt til sammenligning er et Bio-Denitro-anlæg på 10.000 PE.

Den lille størrelse er valgt, idet kuldeproblemet anses som størst for denne anlægsstørrelse. Iøvrigt kan der umiddelbart laves en opskalering til større anlægstyper.

Beskrevne metoder:

- Beplantning
- Læhegn
- Dybe tanke
- Overdækning
- Opvarmning.

### 9.1. Beskrivelse af normalt benyttet anlæg

Varmetabet på renseanlæg kan generelt henføres til beluftningstank og efterklaringstank, hvoraf beluftningstanken er den væsentligste varmeafgiver, jvf. vores egne målinger.

Anlægsstørrelse 10.000 PE

Beluftningstank

Volumen	4.500 m <sup>3</sup>
Dybde	3 m
Overflade	1.800 m <sup>2</sup>
Omkreds	200 m
Bredde	24 m
Længde	70 m

Efterklaringstank

Volumen	1.100 m <sup>3</sup>
Dybde	3,5 m
Overflade	310 m <sup>2</sup>
Omkreds	70 m
Diameter	20 m

Beluftningstanken er udført med skrå vægge i 10 cm svindarmetret beton.

Klaringstanken er udført i 30 cm jernbeton.

Beregningsmæssig minimumstemperatur: 7°C.

Temperatures indflydelse er af stor betydning for beluftningstankens størrelse.

Temperatur °C	Volumen m <sup>3</sup>
5	6.450
6	5.400
7	4.500
8	3.900
9	3.400

Kan der således ved forskellige foranstaltninger opnås en temperaturforøgelse, skal udgifterne til de hertil benyttede foranstaltninger modsvares et mindre volumen.

I de efterfølgende beregninger kalkuleres det besparede volumen for

beluftningstanke med skrå vægge	300 kr./m <sup>3</sup>
beluftningstanke med lodrette vægge	500 kr./m <sup>3</sup>

### 9.2. Beplantning

Udgifter til beplantning er meget afhængig af renseanlæggets beliggenhed i forhold til naturlige løbælter, bygninger m.v.

Ligger renseanlægget på bar mark, skal der benyttes et område på ca.  $1.500 \text{ m}^2$ . Beplantningen regnes foretaget med 4 års gamle træer, udplantet i 4 rækker med ca. 1 m mellemrum, i alt ca. 6.000 træer.

Arbejdet skønnes at kunne udføres for ca. 50.000 kr.

Da der af andre årsager typisk er krav til beplantning (æstetik, lyd, aerosoler m.m.), er det et spørgsmål, om ikke den angivne pris er for høj.

Hvis beplantning kan minimere temperaturløbet med ca.  $1^\circ\text{C}$ , vil dette, hvis renseanlægget skal nyprojekteres, indebære en volumenbesparelse på  $600 \text{ m}^3$  i beluftningstanken, svarende til en besparelse på 130.000 kr.

Samlet besparelse ca. 80.000 kr.

### 9.3. Læhegn

Med læhegn forstås et hegn eller rækværk, som etableres umiddelbart på eller ved bygværket.

Et 1,5 m højt hegn forsynet med en vindbrydende dug regnes udført i begge tankes omkreds uden for det eksisterende rækværk samt via rotorbroer på tværs i beluftningstanken.

Det vindbrydende hegn tænkes monteret løst i faste rør, således at det kun er i brug de 4 koldeste måneder om året.

Hegn udført i alu-profiler med fibertext-dug kan leveres for ca. 500 kr./m.

Med en samlet længde omkring beluftningstank og efterklarings-tank på ca. 310 m kan dette udføres for ca. 160.000 kr.

Læhegn skønnes at kunne minimere temperaturtabet med ca.  $1^{\circ}\text{C}$ , hvilket, hvis renseanlægget skulle nyprojekteres, ville inde-bære en volumenbesparelse på  $600 \text{ m}^3$ , svarende til en besparel-se på 180.000 kr.

Samlet besparelse 20.000 kr.

#### 9.4. Dybe tanke (kun nyprojektering)

For at minimere overfladen kan der på endnu ikke udførte be-luftningstanke projekteres med dybere tanke.

Når tankene udføres dybere end de benyttede 3 m, vil det være nødvendigt med en ændret bygningskonstruktion, idet skrå vægge har et naturligt optimum på ca. 3 m. I stedet benyttes lodret-te vægge, hvilket er en væsentlig dyrere konstruktion.

Regnes anlæg med skrå vægge udført til ca.  $600 \text{ kr./m}^3$  tank-volumen, kan anlæg med lodrette vægge udføres for ca.  $1.000 \text{ kr./m}^3$ .

Prisforskellen til det benyttede referenceanlæg vil være ca. 1,8 mill.kr.

Var bygningskravet i forvejen, at beluftningstankene skulle udføres i jernbeton, ville det ikke umiddelbart medføre en merudgift at udføre dybere tanke.

For efterklaringstanke regnes ligeledes ikke med ekstra-udgif-ter forbundet med, at tankene udføres dybere.

Dybe tanke skønnes at kunne minimere temperaturtabet med ca.  $1^{\circ}\text{C}$ , hvilket, hvis renseanlægget skulle nyprojekteres, ville indebære en volumenbesparelse på  $600 \text{ m}^3$ , svarende til en be-sparelse på 300.000 kr.

### 9.5. Overdækning

Overdækning af tanke kan ske på mange måder, fra de billige og nærmest intermiste til meget kostbare og helt permanente metoder.

Som eksempel skal nævnes en del af metoderne, hvoraf kun en enkelt prissættes:

- Presenning-overdækning på alu-profiler
- Aluminiumskal-konstruktion
- Stålrørskonstruktion med lette korrugerende plader
- Betondæk
- Overbygning i form af et hus.

De fleste metoder er meget kostbare og benyttes kun i forbindelse med dybe bundbeluftede tanke i lande med koldere klima end i Danmark.

Tilbage er knap så kvalitative metoder, hvoraf presenning-overdækning på aluprofiler er den billigste.

Overdækning skønnes at kunne minimere temperaturtabet med ca.  $1,5^{\circ}\text{C}$ , hvilket - hvis renseanlægget skulle nyprojekteres - ville indebære en volumenbesparelse på ca.  $800\text{ m}^3$ .

#### Overdækning med betondæk

Benyttes et betondæk, må der påregnes en beluftningstank med lodrette sider.

Hvis der regnes med en dybde på 5 m, kan overfladen beregnes til  $900\text{ m}^2$ . Med et betondæk i 25 cm filligranelementer eller lignende kan dette udføres for ca.  $1.000\text{ kr./m}^2$ .

Arbejdet skønnes at kunne udføres for ca. 900.000 kr.

Efterklaringstanken regnes ikke overdækket.

Ved sammenligning med referenceanlægget skal oven i dette tillægges merprisen for lodrette vægge på 1,8 mill.kr.

Med den beregnede volumenbesparelse på  $800 \text{ m}^3$  vil det medføre en forøgelse på ca. 500.000 kr., hvis en beluftningstank med lodrette vægge projekteres med betondæk.

#### Let overdækning

Benyttes en let overdækning i form af en presenning på alustativ, lader dette sig gøre på referenceanlæggets beluftningstank.

Efterklaringstanken regnes ikke overdækket.

Arbejdet skønnes at kunne udføres for ca.  $200 \text{ kr./m}^2$ , i alt ca. 360.000 kr.

Med den beregnede volumenbesparelse på  $800 \text{ m}^3$  vil det medføre en forøgelse på ca. 120.000 kr., hvis en beluftningstank med skrå vægge projekteres med let overdækning.

#### 9.6. Opvarmning

Opvarmning af spildevand er så langt den dyreste metode at benytte og kan kun komme på tale, hvis der kan skaffes gratis overskudsvarme f.eks. fra et kraftværk.

Udgifterne til varmevekslere, transmissionsledninger m.m. er så omfattende, at denne metode kun bør benyttes, hvis det tilkommende spildevand er meget koldt ( $< 4^\circ\text{C}$ ), og afløbskravet til  $\text{NH}_4$  (ammoniak) ved denne temperatur fortsat er opretholdt.

Problemstillingen er behandlet i et særskilt projekt fra Risø i 1988 "Udnyttelse af overskudsvarme i forbindelse med spildevandsrensning".

### 9.7. Konklusion

Foranstaltningen til at minimere temperaturløbet under danske forhold kan generelt ikke begrundes i en økonomisk optimering, idet de ekstra omkostninger herved ikke opvejes af besparelser ved et mindre volumen.

Foranstaltninger i form af overdækning o.l. kommer derfor kun på tale, hvis særlige forhold, som ikke nødvendigvis er temperaturbegrundet, taler herfor.

Ønskes kuldeforebyggende foranstaltninger, viser den økonomiske vurdering, at de simple metoder er de økonomisk mest fordelagtige. Det skal her fremhæves, at læhegn i form af høj og lav bevoksning både giver godt læ og samtidig er en æstetisk nydelse.



## REFERENCER

1. HOLM KRISTENSEN, G., & LA COUR JANSEN, J. (1988). Temperaturforhold i danske renseanlæg: Indledende Undersøgelse. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV, for Miljøstyrelsen, Vandrensningrådet. Upubliceret.
2. CLESCERI, L.S. m.fl. (red.) (1989). Standard methods for the examination of water and waste water. 17. udg. American Public Health Association, Washington.
3. LA COUR JANSEN, Jes, & HOLM KRISTENSEN, G. (1988). Temperaturforhold i danske renseanlæg: Dataindsamling fra fynske renseanlæg og efterprøvning af temperaturmodel. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV, for Miljøstyrelsen, Vandrensningsrådet. Upubliceret.
4. OLESEN, Frode (1979). Læplantning: dyrkningssikkerhed, klimaforbedring, landskabspleje. Landhusholdningsselskabet, København. 138 s.
5. FRYDENDAHL, Knud (1971). Danmarks klima i vind: Standardnormaler 1931-60. Meteorologisk Institut, København. 240 s.
6. LINDHOLM, Gunilla m.fl. (1988). Växter som Vindskydd. Sveriges Lantbruksuniversitet; Stad & Land No. 62, Alnarp.
7. ARGAMAN, Yerachmiel, og ADAMS Jr., Carl. E. (1977). Comprehensive temperature model for aerated biological systems. Prog. Water Technol. 9, 397-409.
8. TALATI, S.N., og STENSTROM, M.K. (1990). Aeration-basin heat loss. J. Environ. Eng. 116, 70-86.
9. RAPHAEL, J.M. (1962). Prediction of temperature in rivers and reservoirs. J. Power Div. Am. Soc. Civ. Eng. 88 (2), 157-181.

10. THACKSTON, E.L., og PARKER, F.L. (1972). Geographical influence on cooling ponds. J. Water Pollut. Control Fed. 44 (7), 1334-1351.
11. NOVOTNY, V., og KRENKEL, P.A. (1973). Evaporation and heat balance in aerated basins. AIChE Symp. Ser. 70 (136), 150-159.
12. MARKLUND, Stefan (1990). Högskolan i Luleå, Sverige. Personlig kommunikation.
13. MARKLUND, Stefan (1982). Snösmältningens effekt på aktivt slamprocessen - Rapport nr. 4 - Avdelingen för VA-teknik. Högskolan i Luleå, Sverige.
14. SÄRNER, Erik (1980). Temperatureffekter på VA-anläggningen - Rapport nr. 1. Högskolan i Luleå, Sverige.
15. HERNEBRING, Claes, LAGESSON, Eije, MARKLUND, Stefan. Sedi-menteringsbassängens funktion i en aktiv slamproces vid snösmältning - Rapport nr. 14 - Avdelingen för VA-teknik. Högskolan i Luleå, Sverige.
16. WINTHER, Leif, m.fl. (1978). Spildevandsteknik - teknisk hygiejne. Polyteknisk forlag, Lyngby. 445 s.
17. HARBECK, G. Earl (1962). A practical field technique for measuring reservoir evaporation utilizing mass-transfer theory. Geological survey professional paper 272-E. US Department of the Interior, Geological Survey.

## APPENDIX 1

### Data for Hørning renseanlæg

Arealer:	Overflade i m <sup>2</sup>	Volumen i m <sup>3</sup>	Dybde i m	Areal mod jord m <sup>2</sup>
Sand- og fedtfang	15	30	2.0	37
Luftningstank	908	3500	3.5	1330
Efterklaringstank	452	1100	2.5	665
	1375	4630		2032
Overflade/volumen =	0.30			

### Effektforbrug:

Returslampumper	20 kWh/d
Omrørere	60 kWh/d
Blæsere	550 kWh/d
Indløbspumper	70 kWh/d
Samlet energiforbrug =	700 kWh/d
Indblæst luftmængde =	31000 Nm <sup>3</sup> /d

## APPENDIX 2

### Data for Pandrup renseanlæg

Arealer:	Overflade i m <sup>2</sup>	Volumen i m <sup>3</sup>	Dybde i m
Sand- og fedtfang	65	150	2.3
Primærtank	620	1615	2.6
Efterklaringstank	700	1940	2.8
	1385	3705	
Overflade/volumen =	0.37		

APPENDIX 3

Data for Trankær renseanlæg

Arealer:	Overflade i m <sup>2</sup>	Volumen i m <sup>3</sup>	Dybde i m	Areal mod jord m <sup>2</sup>
Sand- og fedtfang	30	60	2.0	74
Luftningstanke	600	2400	4.0	990
Efterklaringstank	295	940	3.2	390
Flokkuleringstanke	37	108	2.9	90
Efterfældningstank	295	940	3.2	390
Efterfiltrering	38	57	1.5	75

1295      4505      2009

Overflade/volumen = 0.29

Effektforbrug:

Indløbspumper	120 kWh/d
Recirkulationspumper	125 kWh/d
Returslampumper	20 kWh/d
Omrørere	145 kWh/d
Blæsere	610 kWh/d

Samlet energiforbrug = 1020 kWh/d

Indblæst luftmængde = 29000 Nm<sup>3</sup>/d

## APPENDIX 4

### Kemiske analysemetoder

Prøverne er udtaget efter "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water" (ref. 2) og konserveret efter den angivne metode.

Vandprøverne er udtaget på de respektive renseanlæg og er derefter transporteret til Risø, hvor analyserne er foretaget. Måling af opløst ilt, temperatur samt pH er dog foretaget på stedet umiddelbart efter udtagning af prøven. For hvert prøveudtagningssted er der udtaget følgende mængde vandprøver:

100 ml vandprøve til måling af alkalinitet.

100 ml vandprøve til måling af COD.

Der tilsættes  $\text{H}_2\text{SO}_4$  til prøven indtil  $\text{pH} \leq 2$ .

500 ml vandprøve til registrering af ammoniak og nitrat kvælstof.

Prøven tilsættes 0,8 ml koncentreret  $\text{H}_2\text{SO}_4$  /l.

100 ml vandprøve til registrering af nitrit kvælstof.

Prøven tilsættes 40 mg  $\text{HgCl}_2$ /l.

For hvert renseanlæg er de her nævnte vandprøver udtaget ved indløb, udløb samt forskellige steder undervejs i anlægget, gennemgået i kapitel 6.

COD-analysen registrerer den mængde oxygen ækvivalent med det organiske indhold i spildevandet, der er modtagelig for iltning af en stærk kemisk oxidant, her kaliumdikromat. Kaliumdikromat er et stærkt iltningsmiddel, og der opnås en temmelig fuldstændig iltning af de tilstedeværende organiske stoffer. Uorganiske forbindelser, især klorid og nitrit, kan genere analyseresultatet.

Analysen foretages derfor efter DS 217.

Analyseværdien omregnes fra kaliumdikromat til ilt.

Nitrit,  $\text{NO}_2^-$ , er en temmelig giftig kvælstofforbindelse, der opstår som mellemprodukt ved både nitrifikation og denitrifikation. Forekomst af større koncentrationer af nitrit (mere end 1 g nitrit kvælstof pr.  $\text{m}^3$ ) kan være indikation på kraftigt varierende mikrobiologiske kvælstofomsætninger f.eks. som følge af pludselige tilledninger af store kvælstofmængder.

Nitrit-koncentrationen er bestemt ved kobling af diazotisk sulfanilsyre med N-(1-naphthyl)-tethylenediamin dihydro-chlorid efter "Standard Methods".

Metoden er velegnet til bestemmelse af nitrit i området 1 til 25 mikro g/l N.

Nitrat,  $\text{NO}_3^-$ , er den stabile kvælstofforbindelse i iltholdigt vand.  $\text{NO}_3^-$  analysen er bestemt på ionchromatograf.

Ved Kjeldahl-analysen nedbrydes indholdet af organisk stof ved kogning med koncentreret svovlsyre. Herved frigøres ammoniak. Ammoniakken afdestilleres og bestemmes efter opsamling i en kendt mængde syre. Kjeldahl-analysen er udført efter "Standard Methods" med titrering af ammoniak som afslutning.

Vands alkalinitet er et mål for vandets bufferkapacitet. Alkaliniteten er en funktion af karbonat, bikarbonat og hydroxid og kan derfor indikere koncentrationen af disse stoffer i for meget overfladevand.

Alkalinitet måles ofte for at belyse processerne inden for spildevandsbehandling. Husspildevand har en alkalinitet, der kun er en anelse højere end alkaliniteten i vandforsyningen. For industrispildevand kan alkalinitetsmålinger indikere en ændring i vandets kvalitet, hvis alkaliniteten ændres.

Alkalinitetsanalysen er foretaget efter "Standard Methods" ved automatisk titrering med 0,01 N saltsyre. Alkaliniteten er beregnet som ækv./l ved begge omslagspunkter, d.v.s. ved pH 8,3 og pH 4,8.

Ilt og pH er målt på stedet med elektrode tilhørende de respektive renseanlæg.



## APPENDIX 5

### Databehandling af temperaturmålingerne fra 1989

På basis af de manuelle registreringer foretaget i 1989 er der i dette bilag foretaget en beskrivelse af anlæggene i Sorring, Vester Bjerregrav, Harboøre, Hørning og Pandrup.

#### A5.1. Sorring renseanlæg

I måleperioden er der registreret en hydraulisk opholdstid i intervallet 0.3 til 4.5 døgn, med et snit på ca. 1.7 døgn. Disse målinger er i god overensstemmelse med registreringerne for hele kalenderåret 1989. Som gennemsnit er der i måleperioden registreret et temperaturfald gennem renseanlægget på  $0.9^{\circ}\text{C}$ .

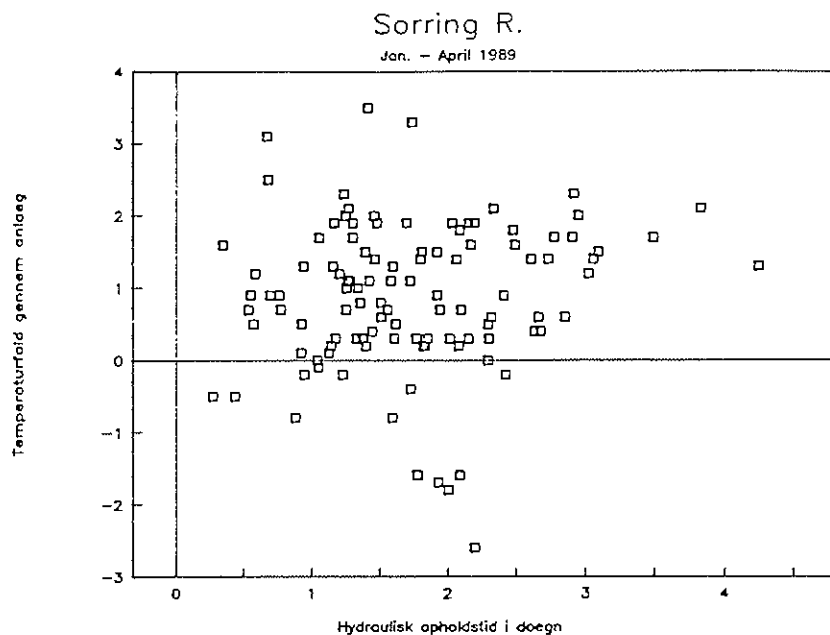
De manuelle registreringer er foretaget på alle ugens dage, men er udført på forskellige tidspunkter på dagen.

Der er ikke nogen klar korrelation mellem den registrerede hydrauliske opholdstid og temperaturfaldet gennem anlægget. Derimod er der på visse dage tale om en direkte temperaturstigning gennem anlægget, jvf. figur A5.1.

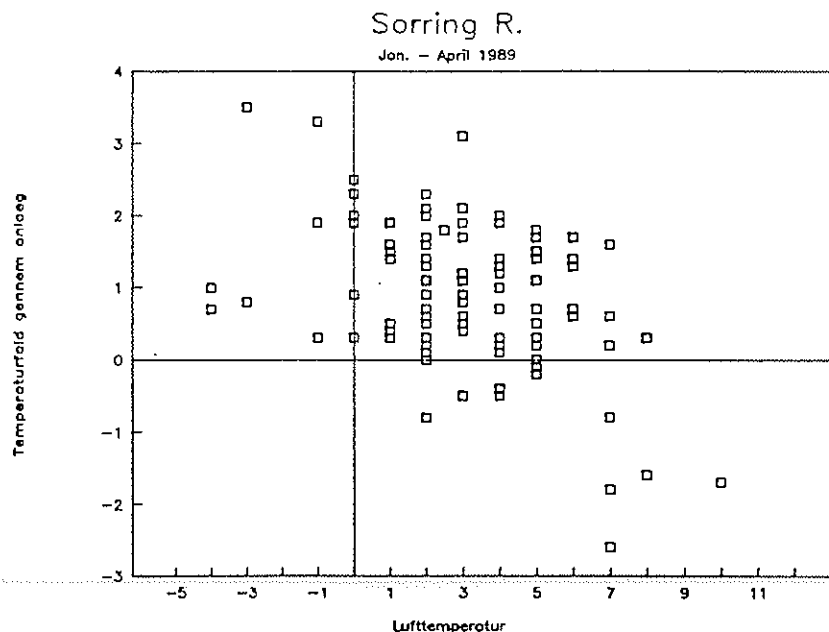
De registrerede temperaturstigninger kan, som omtalt for Thems vedkommende, skyldes flere forhold. Til belysning af dette umiddelbart misvisende forhold er der foretaget tre plot af temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til henholdsvis den minimalt og den maksimalt registrerede lufttemperatur i det foregående døgn samt temperaturdifferencen mellem minimum og maksimum lufttemperaturen, jvf. figurerne A5.2, A5.3 og A5.4.

Som det fremgår af figur A5.2 og A5.3, er der klar tendens til, at såvel stigende minimal og specielt maksimal lufttemperatur medfører en direkte temperaturstigning af spildevandet i ringkanalen. Således vil en maksimal lufttemperatur på ca.

10°C resultere i, at der ikke kan konstateres et temperaturfald gennem anlægget i Sorring. Anvendelsen af den maksimalt målte lufttemperatur til forudsigelse af et potentielt temperaturfald gennem anlægget er dog en yderst tvivlsom teknik.

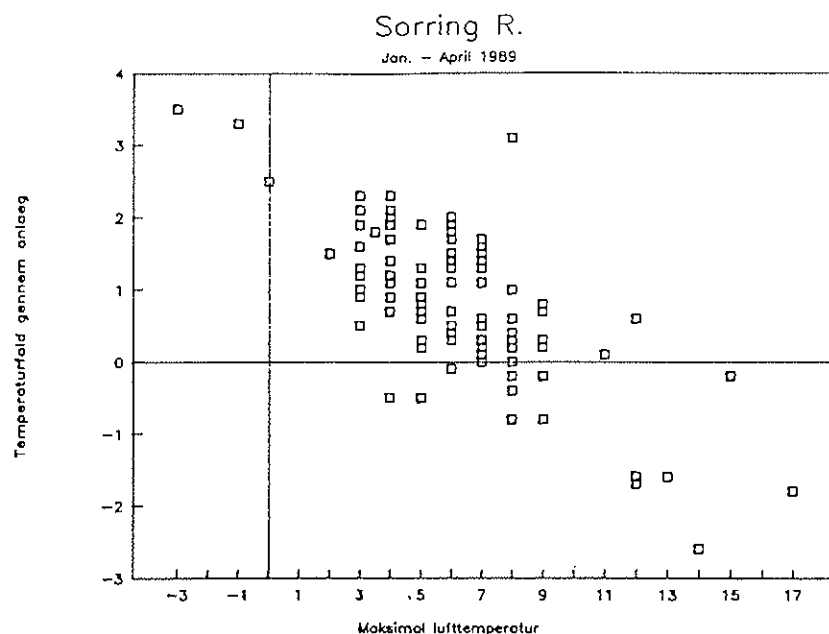


Figur A5.1. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til den hydrauliske opholdstid

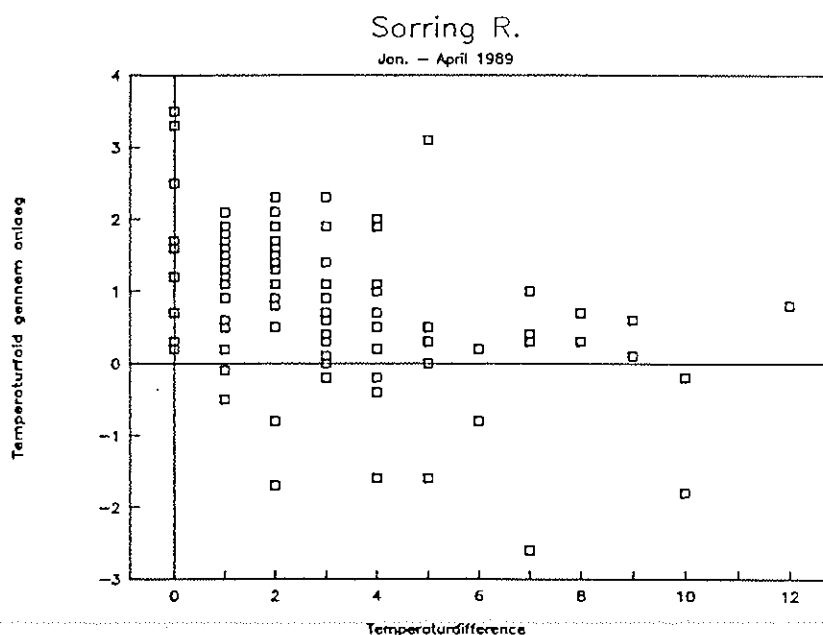


Figur A5.2. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til måledøgnet's minimale lufttemperatur

Der er ingen korrelation mellem temperaturfaldet i anlægget og differencen mellem minimum og maksimum temperatur i luften.

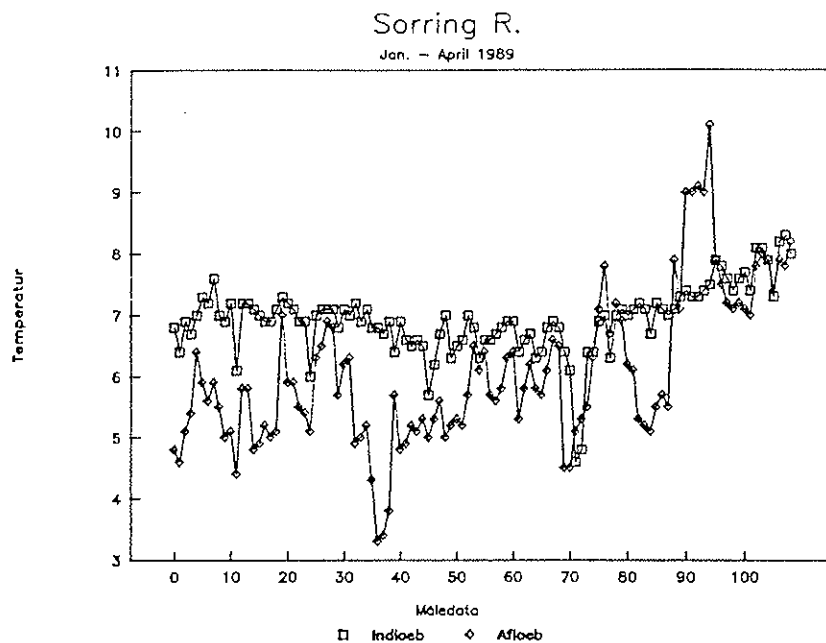


Figur A5.3. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til måledøgnet's maksimale lufttemperatur



Figur A5.4. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til differencen mellem måledøgnet's maksimale og minimale lufttemperatur

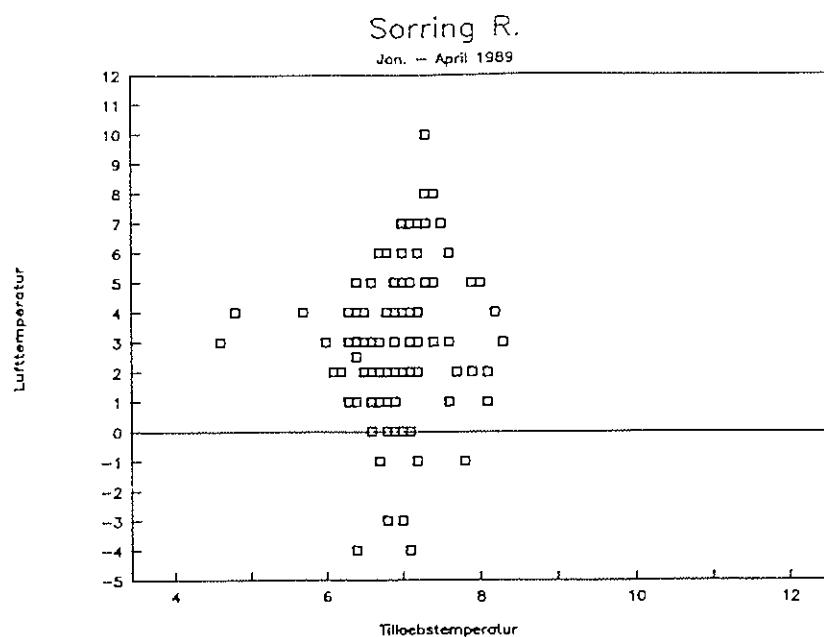
Et plot af de registrerede temperaturer i tilløb og afløb viser, at der er stor variation i afløbstemperaturen. Denne varierer således mellem 3 og 10°C med et gennemsnit på 6°C. Tilløbstemperaturen er væsentligt mere konstant og varierer stort set inden for intervallet 6-8°C med et gennemsnit på 6.9°C, jvf. figur A5.5. Idet Sorring er opbygget med én enkelt kanal, er temperaturen i procestanken og afløb den samme.



Figur A5.5. De registrerede temperaturer i tilløb og afløb fra renseanlægget

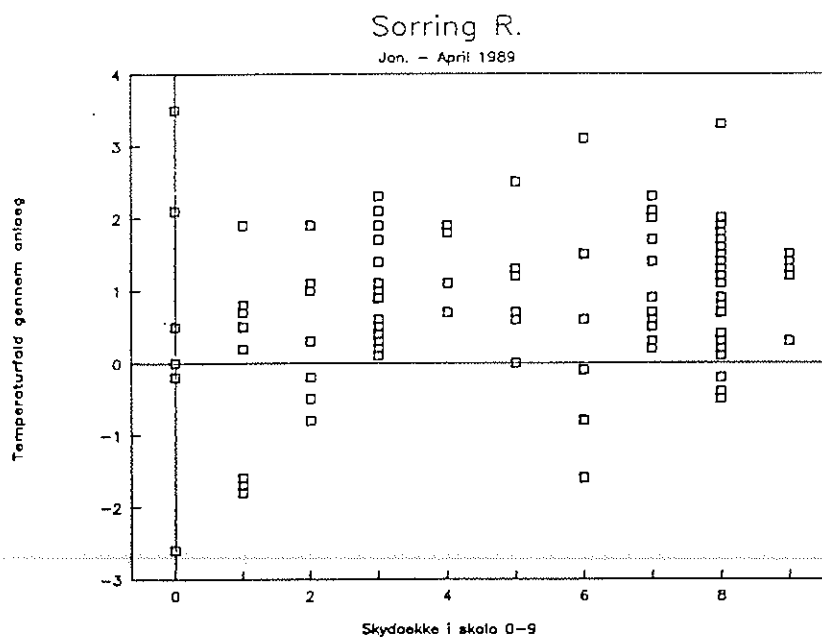
Tilløbstemperaturen til Sorring renseanlæg har varieret mellem 5 og 9°C, med de fleste observationer i intervallet 6-8°C. I samme periode har de forskellige døgns minimale temperaturer været beliggende i intervallet -4 til 10°C, jvf. figur A5.6.

Omstående optegning af tilløbstemperaturen set i relation til døgnets minimale lufttemperatur vil næppe kunne forventes at give en tydelig korrelation inden for måleperioden, men illustrerer alene de klimatiske forhold i måleperioden.

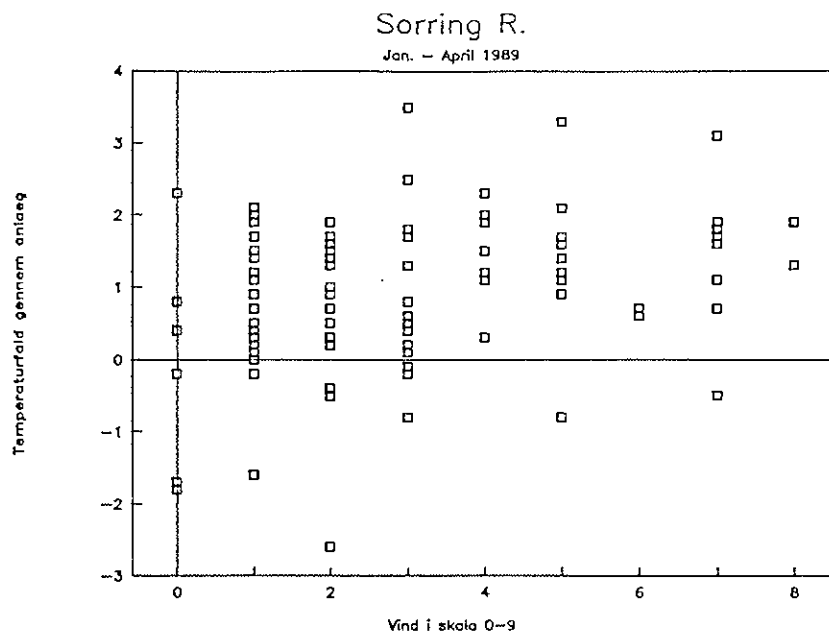


Figur A5.6. Plot af tilløbstemperaturen og de minimale lufttemperaturer

Der er ikke nogen klar korrelation mellem temperaturfaldet i anlægget og henholdsvis skydækket og vindstyrken, jvf. figurerne A5.7 og A5.8.



Figur A5.7. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til skydækket



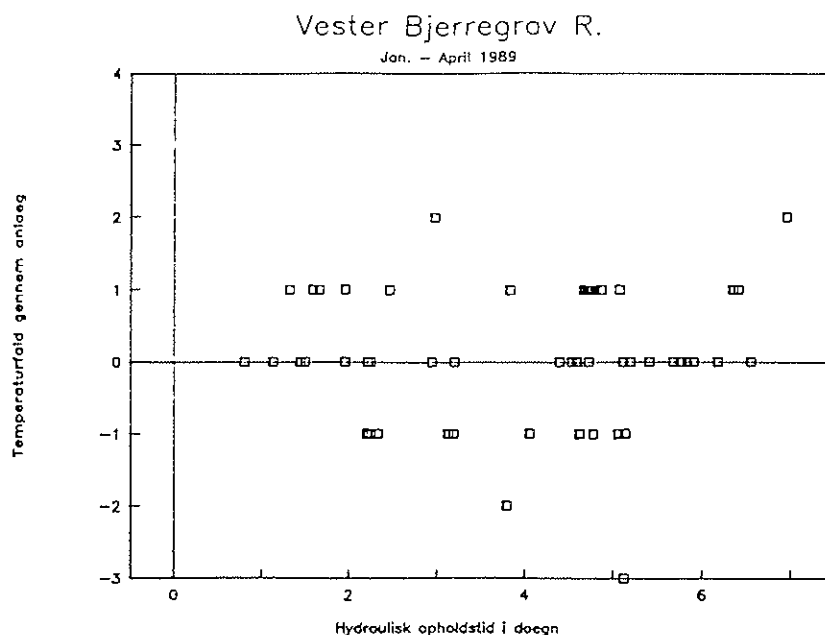
Figur A5.8. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til vindstyrken

#### A5.2. Vester Bjerregrav renseanlæg

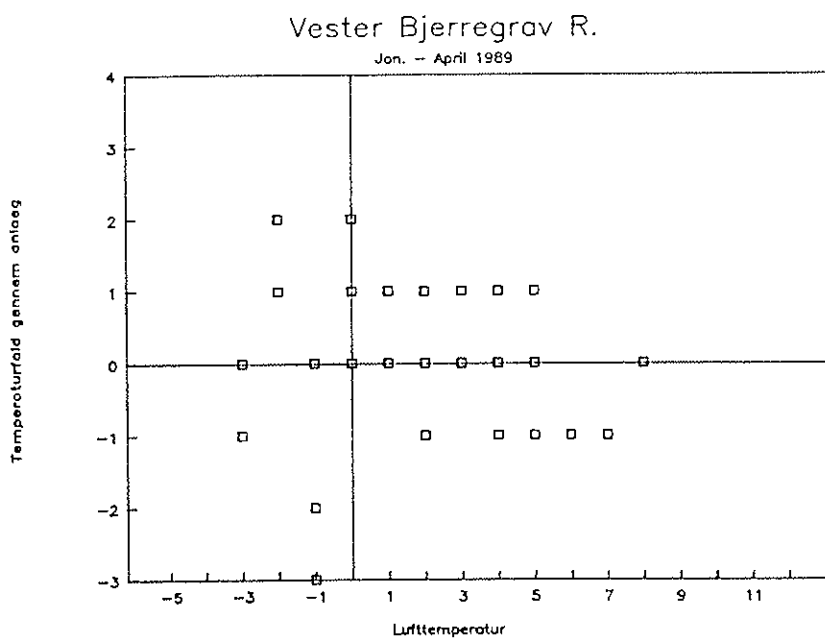
I måleperioden er der registreret en hydraulisk opholdstid i intervallet 1 til 7 døgn, med et snit på ca. 4 døgn. Som gennemsnit er der i måleperioden registreret en temperaturstigning gennem renseanlægget på  $0.1^{\circ}\text{C}$ . Denne værdi kan dog næppe tillægges nogen væsentlig værdi, da alle målinger er registreret uden decimaler. Usikkerheden er derfor ganske høj. De manuelle registreringer for Vester Bjerregravs vedkommende omfatter kun hverdage og er samtidig foretaget på forskellige tidspunkter på dagen.

Der er tilsyneladende ikke nogen korrelation mellem den registrerede hydrauliske opholdstid og temperaturfaldet gennem anlægget. Derimod er der på visse dage tale om en direkte temperaturstigning gennem anlægget, jvf. figur A5.9.

Til belysning af den observerede temperaturstigning gennem anlægget er der foretaget et plot af de minimalt registrerede temperaturer set i relation til temperaturfaldet gennem anlægget, jvf. figur A5.10.



Figur A5.9. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til den hydrauliske opholdstid



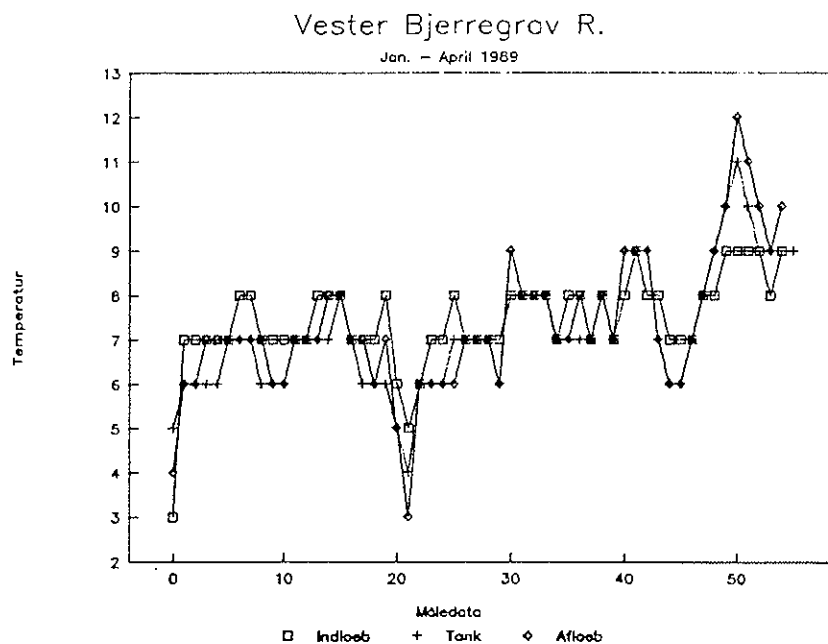
Figur A5.10. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til måledøgnet's minimale lufttemperatur

Som det fremgår af figur A5.10, er der ingen tendens til, at temperaturstigningerne kan forklares ud fra variationen i de minimalt registrerede lufttemperaturer. Der er ikke foretaget en yderligere databehandling, da datagrundlaget er yderst tyndt.

Et plot af de registrerede temperaturer i tilløb, procestanke og afløb udviser et noget forvirret billede, jvf. figur A5.11. Årsagen til dette må primært tilskrives, at temperaturmålingerne er gennemført uden decimaler, hvorved en del information går tabt.

Figur A5.11 viser, at afløbstemperaturen i flere tilfælde er højere end temperaturen i procestankene. Som gennemsnit er tilløbstemperaturen  $7.4^{\circ}\text{C}$ , procestankenes temperatur er i gennemsnit  $7.2^{\circ}\text{C}$ , mens afløbet er  $7.3^{\circ}\text{C}$ .

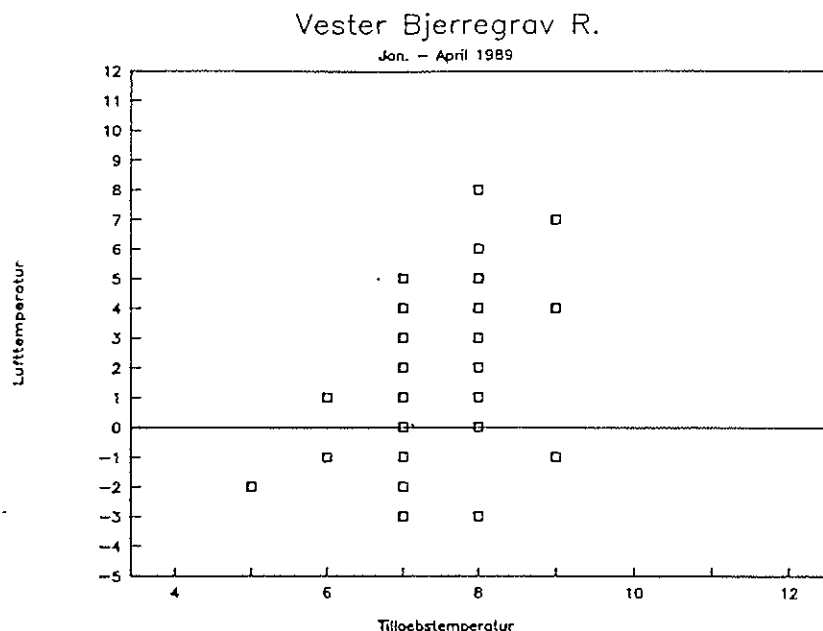
Gennem måleperioden varierer afløbstemperaturen mellem 3 og  $12^{\circ}\text{C}$ . Tilløbstemperaturen er mere konstant og varierer stort set inden for intervallet  $6-9^{\circ}\text{C}$ . Fra starten af måleperioden i januar måned til slutningen af perioden i april sker der en markant stigning i de målte temperaturer.



Figur A5.11. De registrerede temperaturer i tilløb, procestanke og afløb fra renseanlæg



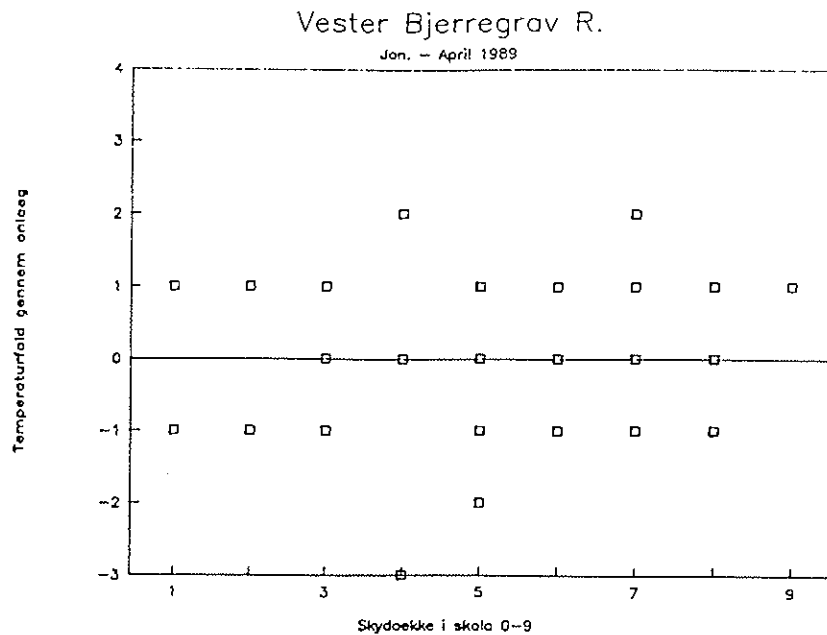
Som ovenfor omtalt har tilløbstemperaturen til Vester Bjerregrav renseanlæg varieret mellem de absolutte værdier 3 og 8°C, med de fleste observationer i intervallet 7 og 8°C. I samme periode har de forskellige døgns minimale temperaturer været beliggende i intervallet -3 til 8°C, jvf. figur A5.12.



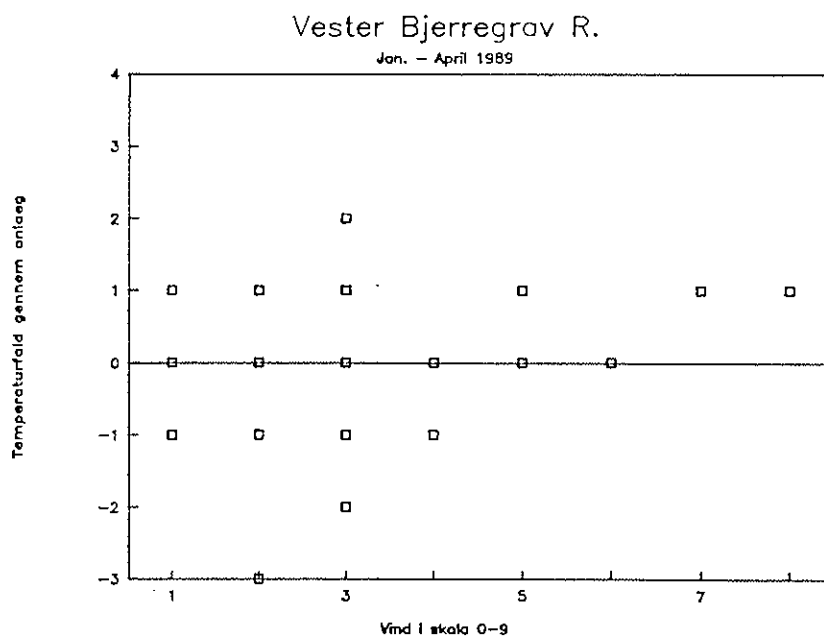
Figur A5.12. Plot af tilløbstemperaturen og de minimale lufttemperaturer

En optegning af tilløbstemperaturen set i relation til døgns minimale lufttemperatur vil ikke forventes at give en korrelation over den relativt korte måleperiode, men illustrerer alene de klimatiske forhold i måleperioden.

Der er ikke nogen tilsyneladende korrelation mellem temperaturfaldet i anlægget og henholdsvis skydækket og vindstyrken, jvf. figurerne A5.13 og A5.14.



Figur A5.13. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til skydækket



Figur A5.14. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til vindstyrken

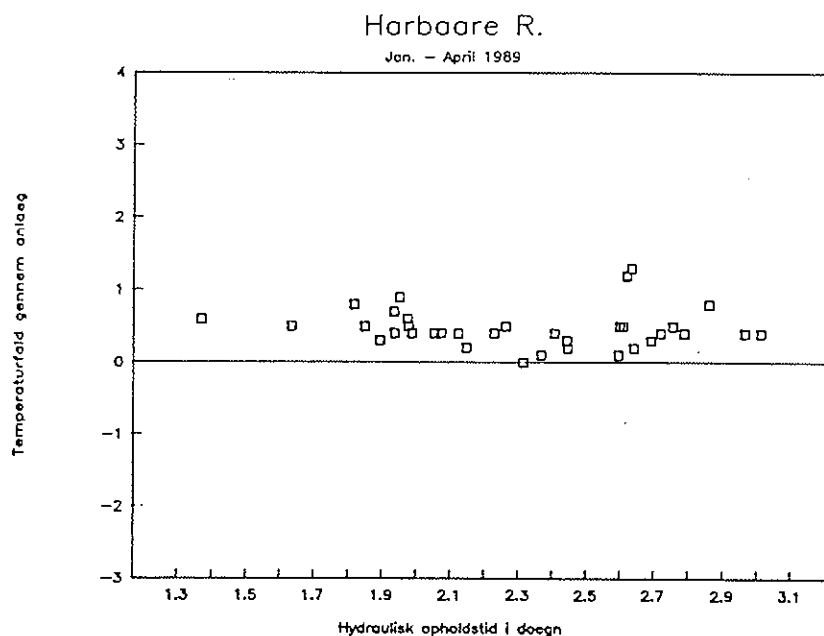
### A5.3. Harboøre renseanlæg

I måleperioden er der registreret en hydraulisk opholdstid i intervallet 1.4 til 3.0 døgn, med et snit på ca. 2.2 døgn. Som

gennemsnit er der i måleperioden registreret et temperaturfald mellem luftningstankene og afløbet på ca.  $0.5^{\circ}\text{C}$ .

De manuelle registreringer for Harbøres vedkommende omfatter kun hverdage og er foretaget på samme tidspunkt på dagen.

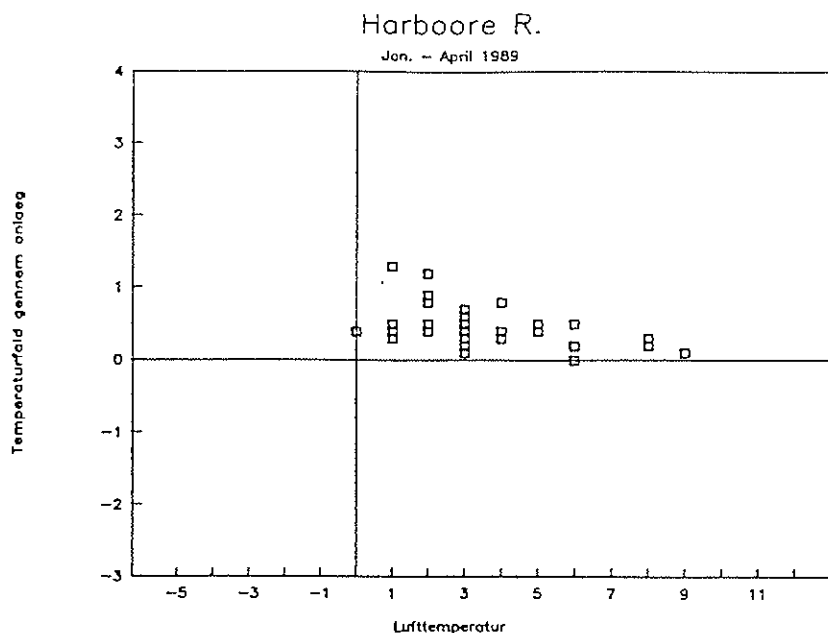
Figur A5.15 viser temperaturfaldet mellem luftningstankene og afløbet fra renseanlægget. Temperaturfaldet er meget konstant og tilsyneladende ikke afhængig af den hydrauliske opholdstid.



Figur A5.15. Temperaturfaldet mellem luftningstanke og afløb fra renseanlægget set i relation til den hydrauliske opholdstid

Til belysning af lufttemperaturens indflydelse på temperaturfaldet gennem anlægget er der foretaget et plot af de minimalt registrerede temperaturer set i relation til temperaturfaldet gennem anlægget, jvf. figur A5.16.

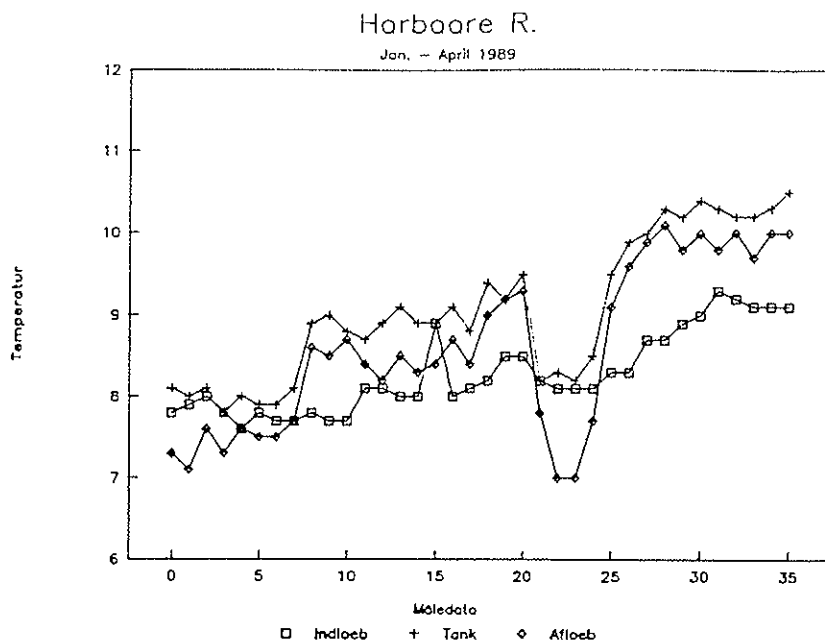
Som det fremgår af figur A5.16, er der en svag tendens til, at temperaturfaldet er korreleret med de minimalt registrerede lufttemperaturer.



Figur A5.16. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til måledøgnetts minimale lufttemperatur

Et plot af de registrerede temperaturer i tilløb, procestanke og afløb udviser et noget uventet billede, jvf. figur A5.17. Indløbstemperaturen ligger gennem en stor del af måleperioden lavest, hvorfor der kan konstateres en konkret temperaturstigning mellem tilløb og afløb fra renseanlæg. Årsagen til dette må kunne forklares ud fra kloakoplandet samt eventuelt ud fra tidspunktet, hvor temperaturregistreringen blev gennemført. Tilledningen til renseanlægget sker bl.a. gennem en 11 km lang trykledning, hvor en afkøling, som følge af varmeveksling med den omgivende jord, kan finde sted. Temperaturmålingerne er gennemført tidligt om morgenen, hvorfor tilløbets vand har haft en relativ lang opholdstid på grund af nattens lave hydrauliske belastninger.

Med udgangspunkt i de data, der fremgår af figur A5.17, kan tilløbstemperaturen som gennemsnit beregnes til  $8.3^{\circ}\text{C}$ . Procestankenes temperatur er i gennemsnit  $9.1^{\circ}\text{C}$ , mens afløbets er  $8.6^{\circ}\text{C}$ .

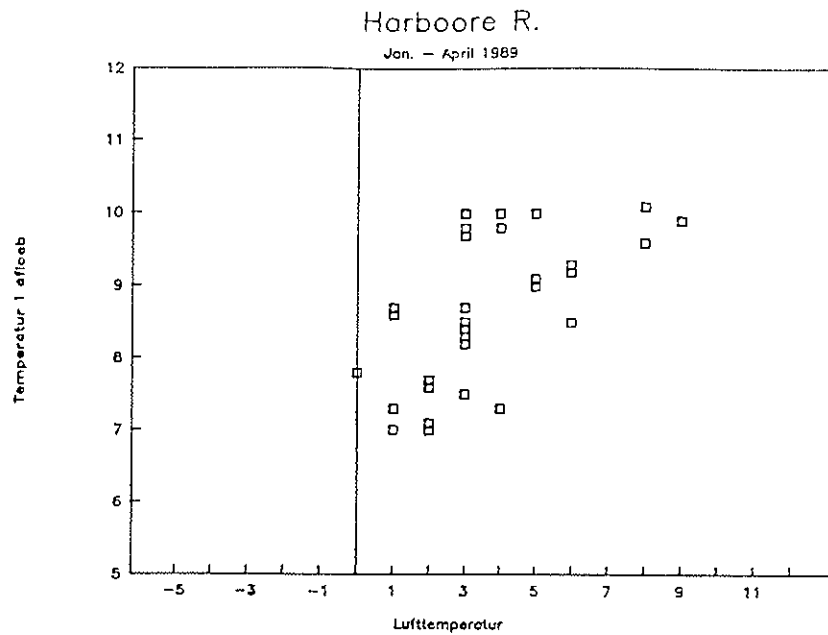


Figur A5.17. De registrerede temperaturer i tilløb, proces-  
tanke og afløb fra renseanlægget

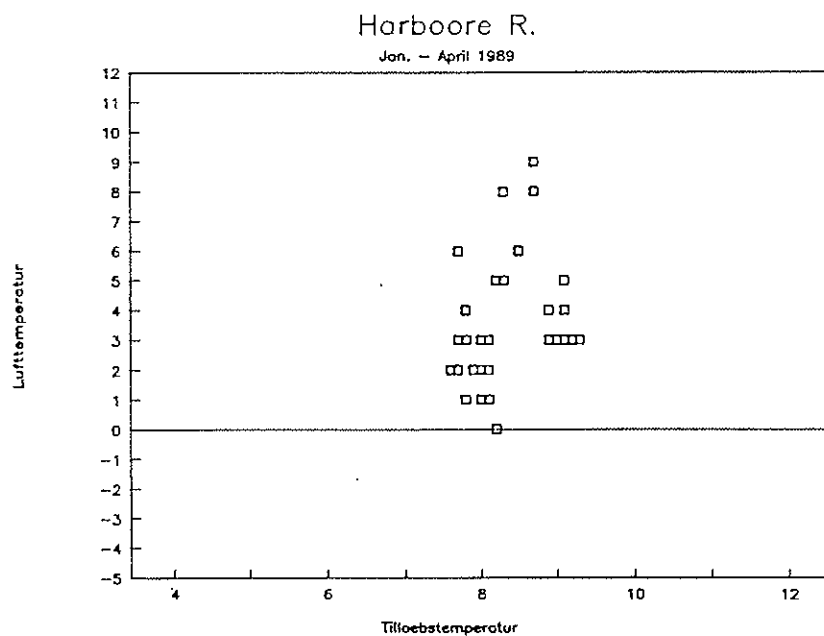
Gennem måleperioden varierer afløstemperaturen mellem 7 og 10°C. Tilløbstemperaturen er mere konstant og varierer stort set inden for intervallet 7.9-9.5°C. Fra starten af måleperioden i januar måned til slutningen af april sker der en markant stigning i de målte temperaturer.

Afløbstemperaturen i måleintervallet 20-25 udviser et markant fald. Dette fald er sammenfaldende med lave lufttemperaturer. Figur A5.18 viser et plot af afløbstemperaturen som funktion af den minimalt registrerede lufttemperatur. Som det fremgår af figur A5.18, er der en klar tendens til, at stigende lufttemperaturer vil medføre en øget afløbstemperatur.

Som ovenfor omtalt har tilløbstemperaturen til Harboøre renseanlæg varieret mellem 7.5 og 9.5°C. I samme periode har de forskellige døgns minimale lufttemperaturer været beliggende i intervallet 0 til 9°C, jvf. figur A5.19.



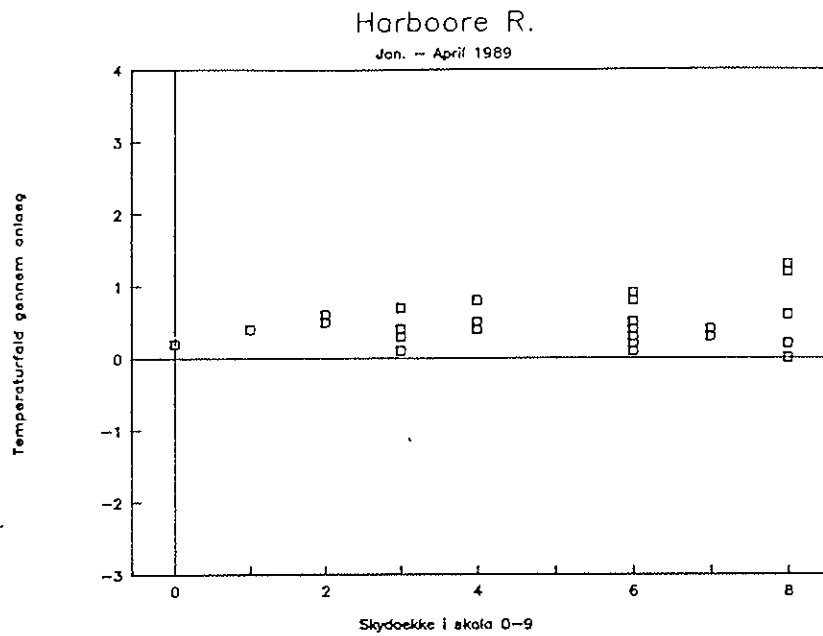
Figur A5.18. Temperaturen i afløb fra renseanlæg som funktion af den minimale døgntemperatur



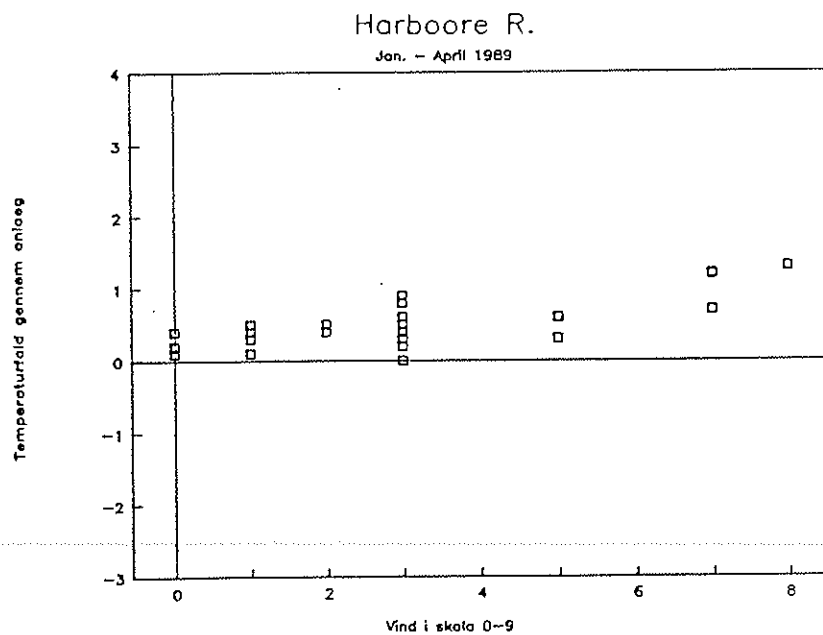
Figur A5.19. Plot af tilløbstemperaturen og de minimale lufttemperaturer

En optegning af tilløbstemperaturen set i relation til døgnetts minimale lufttemperatur vil ikke forventes at give en korrelation over den relativt korte måleperiode, men illustrerer alene de klimatiske forhold i måleperioden.

Der er ikke nogen tilsyneladende korrelation mellem temperaturfaldet i anlægget og skydækket. Derimod synes der en svag tendens til korrelation mellem temperaturfaldet og vindstyrken, således at øget vindstyrke medfører større temperaturfald, jvf. figurerne A5.20 og A5.21.



Figur A5.20. Temperaturfald gennem anlægget set i relation til skydækket



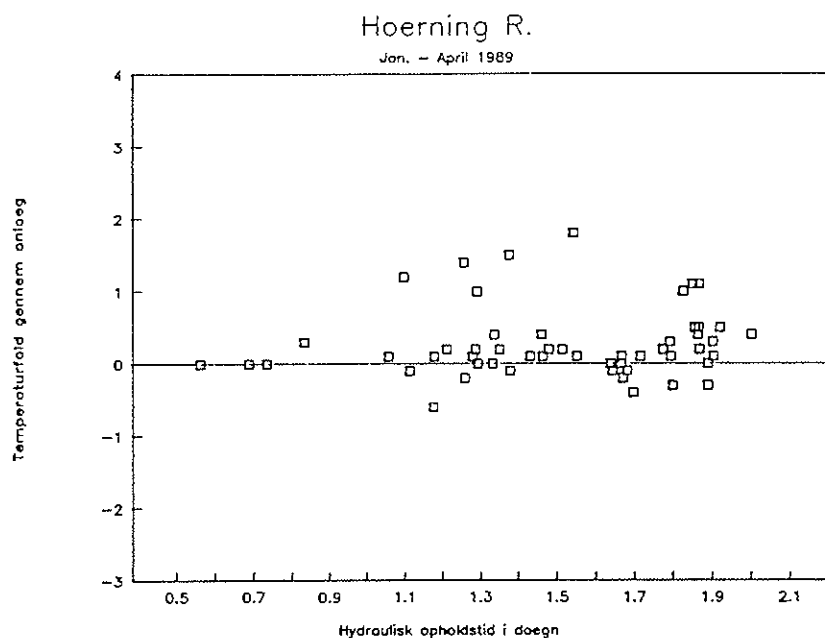
Figur A5.21. Temperaturfald gennem anlægget set i relation til vindstyrken

#### A5.4. Hørning renseanlæg

I måleperioden er der registreret en hydraulisk opholdstid i intervallet 0.5 til 2.0 døgn, med et snit på ca. 1.5 døgn. Som gennemsnit er der i måleperioden registreret et temperaturfald mellem tilløb og afløb på  $0.3^{\circ}\text{C}$ .

De manuelle registreringer for Hørnings vedkommende omfatter kun hverdage og er foretaget på samme tidspunkt på dagen.

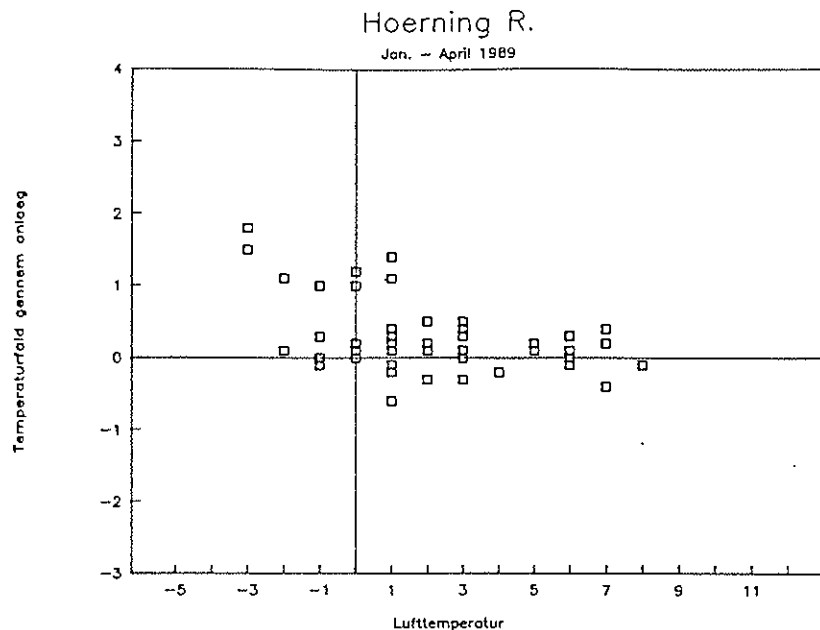
Der er tilsyneladende ikke nogen korrelation mellem den registrerede hydrauliske opholdstid og temperaturfaldet gennem anlægget. Derimod er der på visse dage tale om en direkte temperaturstigning gennem anlægget, jvf. figur A5.22.



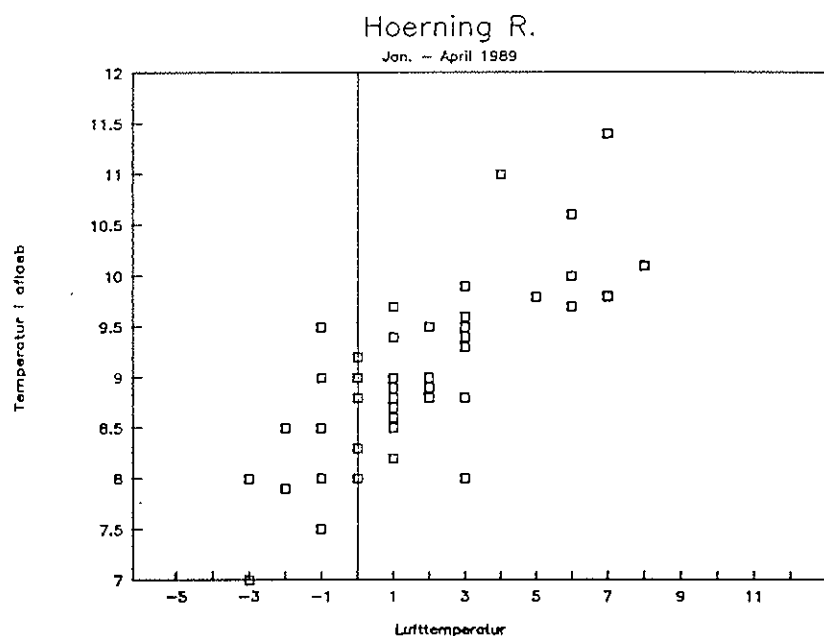
Figur A5.22. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til den hydrauliske opholdstid

Til belysning af den observerede temperaturstigning gennem anlægget er der foretaget et plot af de minimalt registrerede lufttemperaturer set i relation til temperaturfald gennem anlægget samt temperaturen i afløbet som funktion af lufttemperaturen, jvf. figurerne A5.23 og A5.24.





Figur A5.23. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til måledøgnet's minimale lufttemperatur

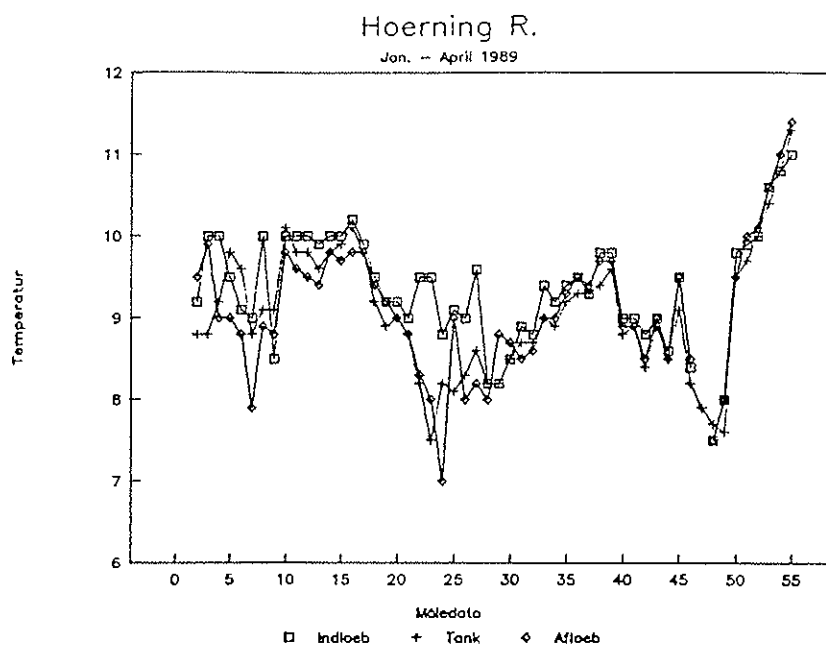


Figur A5.24. Afløbstemperaturen som funktion af lufttemperaturen

Som det fremgår af figur A5.23, er der en svag tendens til, at en del af variationen i temperaturstigningen kan forklares ud

fra de minimalt registrerede lufttemperaturer. Dette billede forstærkes af figur A5.24, hvor der er en klar korrelation mellem den minimalt registrerede lufttemperatur og temperaturen i afløb fra renseanlæg. Ca. 35% af variationen i afløbstemperaturen kan forklares ud fra lufttemperaturen.

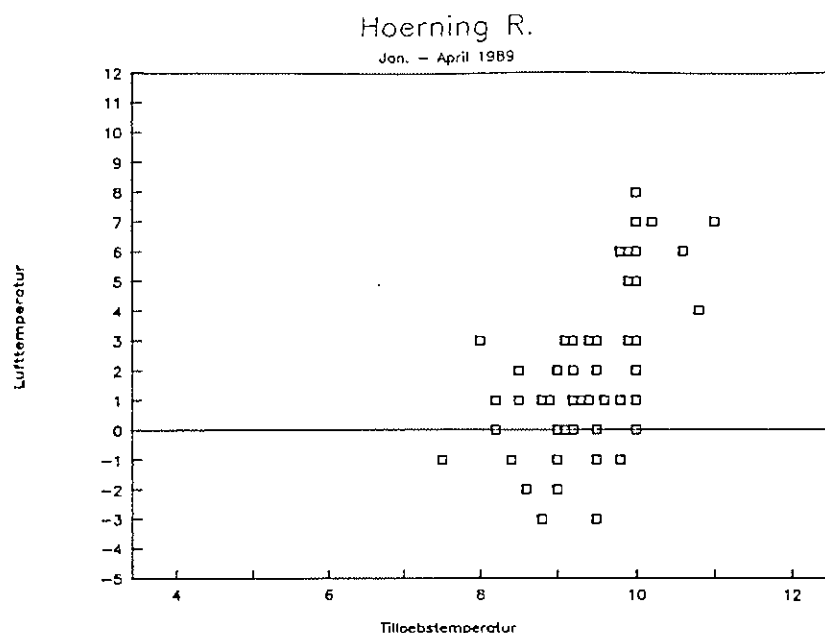
Et plot af de registrerede temperaturer i tilløb, procestanke og afløb udviser et billede, hvor der ikke er stor forskel mellem de målte værdier, jvf. figur A5.25.



Figur A5.25. De registrerede temperaturer i tilløb, procestanke og afløb fra renseanlægget

Med de data, der fremgår af figur A5.25, kan det beregnes, at tilløbstemperaturen i gennemsnit er  $9.4^{\circ}\text{C}$ , mens procestankens og afløbets temperatur begge i gennemsnit er  $9.1^{\circ}\text{C}$ .

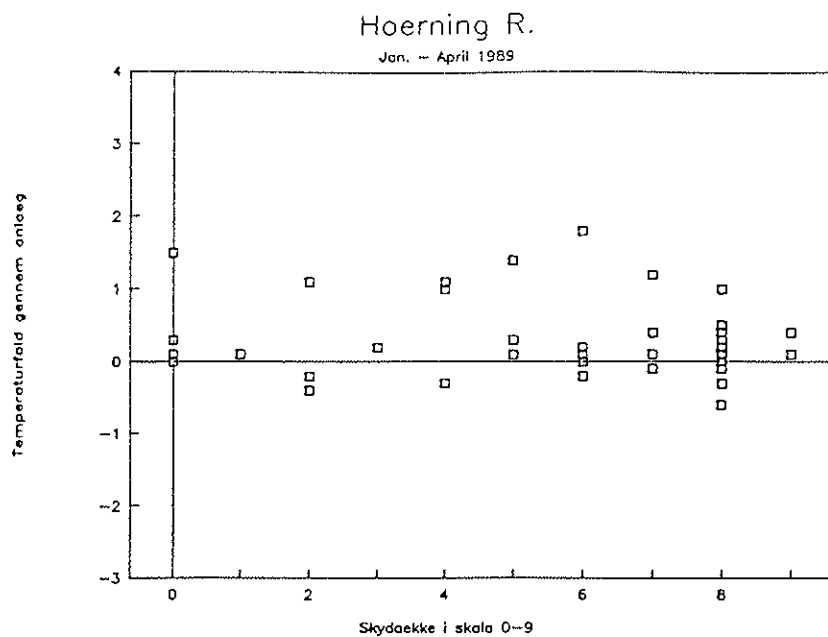
Gennem måleperioden varierer tilløbs- og afløbstemperaturen mellem  $7$  og  $11^{\circ}\text{C}$ . Gennem måleperioden har temperaturerne ligget nogenlunde konstant dog med en kraftig stigning i slutningen af måleperioden, i april måned. I samme periode har de forskellige døgns minimale lufttemperaturer været beliggende i intervallet  $-3$  til  $8^{\circ}\text{C}$ , jvf. figur A5.26.



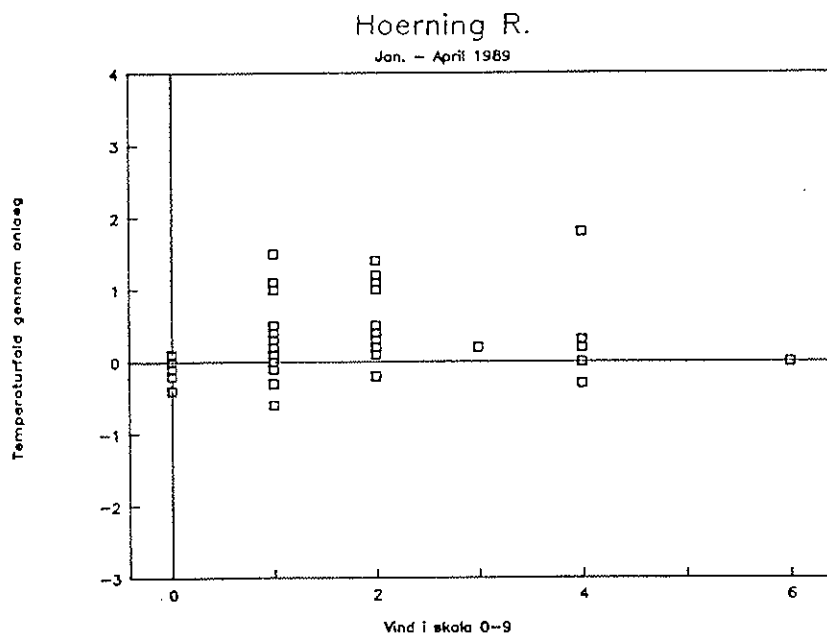
Figur A5.26. Plot af tilløbstemperaturen og de minimale lufttemperaturer

En optegning af tilløbstemperaturen set i relation til døgnetts minimale lufttemperatur vil ikke forventes at give en korrelation over den relativt korte måleperiode, men illustrerer alene de klimatiske forhold i måleperioden. Der synes dog en svag tendens til, at stigende lufttemperaturer medfører en øget tilløbstemperatur.

Der er ikke nogen tilsyneladende korrelation mellem temperaturfaldet i anlægget og henholdsvis skydækket og vindstyrken, jvf. figurerne A5.27 og A5.28.



Figur A5.27. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til skydækket



Figur A5.28. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til vindstyrken

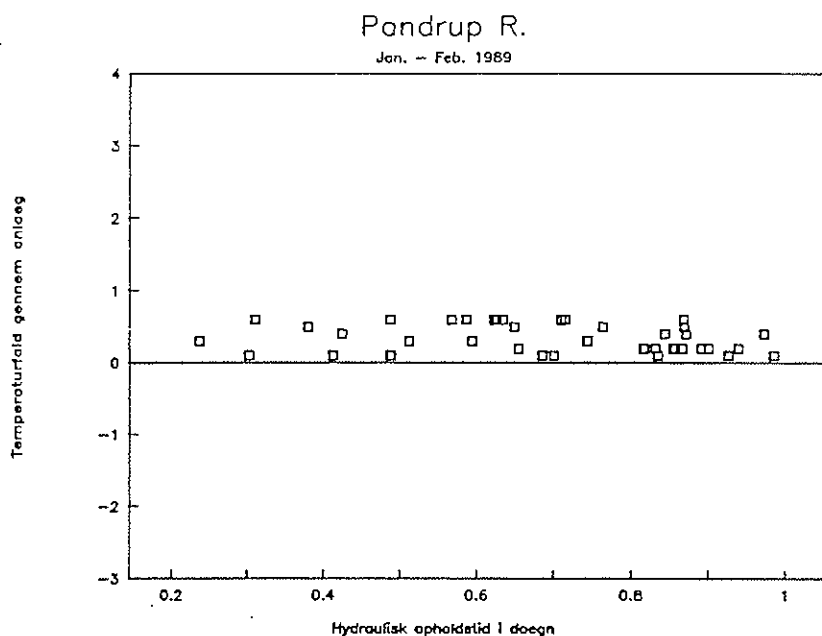
#### A5.5. Pandrup renseanlæg

I måleperioden er der registreret en hydraulisk opholdstid i intervallet 0.2 til 1.0 døgn, med et snit på 0.7 døgn. Som

gennemsnit er der i måleperioden registreret et temperaturfald mellem tilløb og afløb på  $0.3^{\circ}\text{C}$ . Den relativt lave hydrauliske opholdstid skyldes, at der alene er medtaget volumen i sand- og fedtfang, primærtank samt efterklaringstank. Øvrige tanke er overdækket, og varmeudvekslingen med omgivelserne må derfor anses for værende minimal.

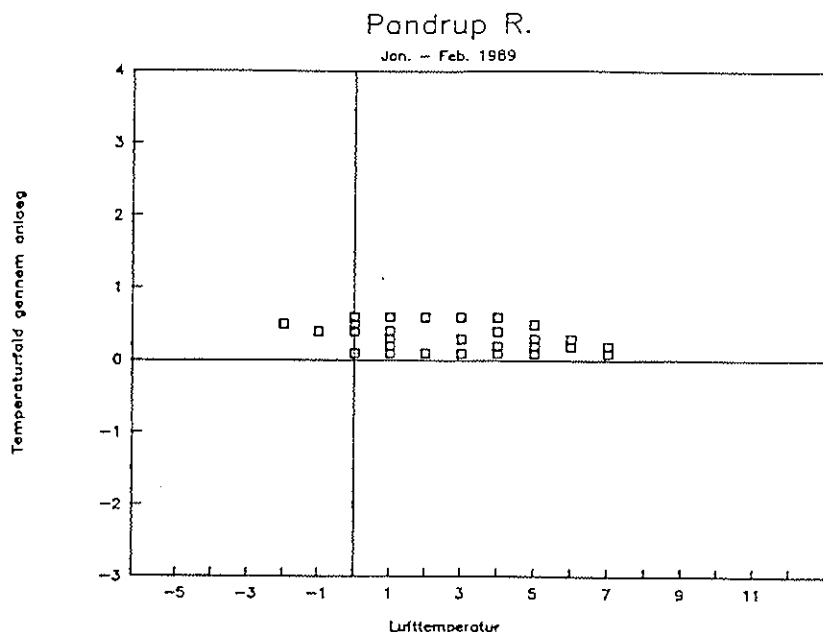
De manuelle registreringer for Pandrups vedkommende omfatter alle dage og er foretaget på samme tidspunkt på dagen.

Der er tilsyneladende ikke nogen korrelation mellem den registrerede hydrauliske opholdstid og temperaturfaldet gennem anlægget, jvf. figur A5.29. Gennem måleperioden har temperaturfaldet gennem anlægget været relativt konstant uden væsentlige afvigelser.



Figur A5.29. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til den hydrauliske opholdstid

Der er tilsyneladende heller ikke nogen korrelation mellem de minimalt registrerede lufttemperaturer set i relation til temperaturfaldet gennem anlægget, jvf. figur A5.30.



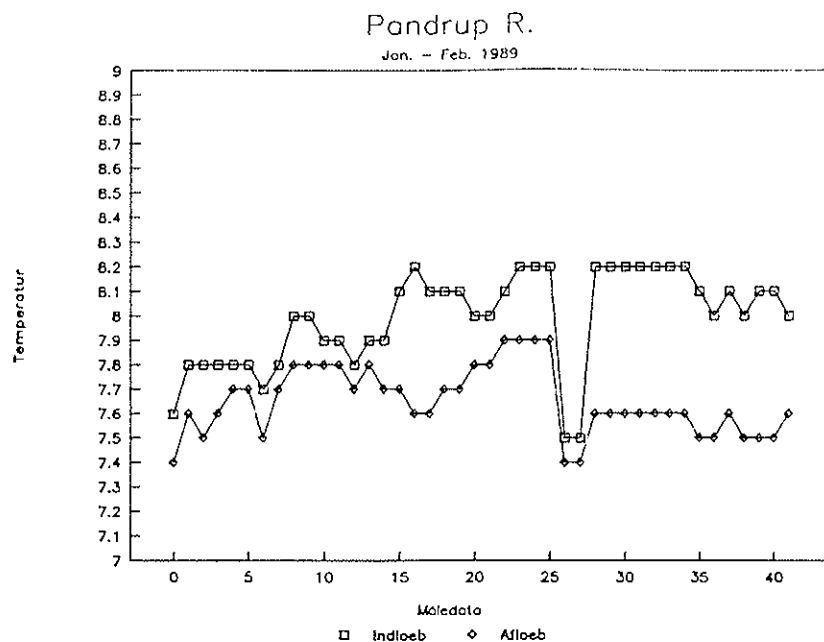
Figur A5.30. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til måledøgnets minimale lufttemperatur

Et plot af de registrerede temperaturer i tilløb og afløb udviser et billede, hvor der ikke er stor forskel mellem de målte værdier, jvf. figur A5.31. Dette er det eneste af de undersøgte anlæg, hvor afløbstemperaturen konsekvent gennem hele måleperioden er lavere end tilløbstemperaturen.

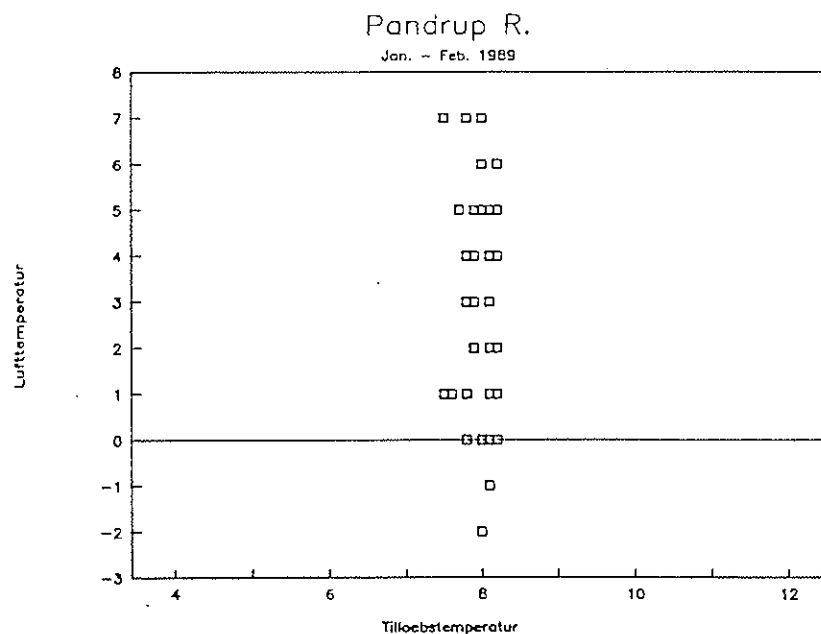
Med de data, der fremgår af figur A5.31 kan det beregnes, at tilløbstemperaturen i gennemsnit er  $8.0^{\circ}\text{C}$ , mens afløbets temperatur i gennemsnit er  $7.7^{\circ}\text{C}$ .

Gennem måleperioden varierer tilløbs- og afløbstemperaturen mellem  $7.4$  og  $8.2^{\circ}\text{C}$ . Gennem måleperioden har temperaturen i henholdsvis tilløb og afløb ligget endda meget konstant, idet der ikke er større udsving end  $1^{\circ}\text{C}$  gennem måleperioden. Der er ikke tendens til, at der sker en stigning gennem måleperioden, sådan som det kunne konstateres på de øvrige renseanlæg.

I samme periode har de forskellige døgns minimale lufttemperaturer været beliggende i intervallet  $-2$  til  $7^{\circ}\text{C}$ , jvf. figur A5.32.



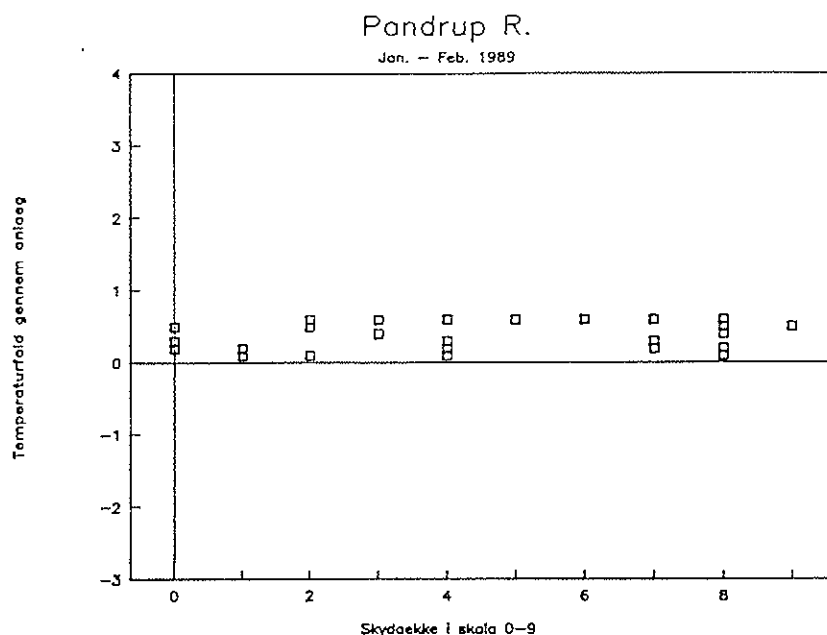
Figur A5.31. De registrerede temperaturer i tilløb og afløb fra renseanlægget



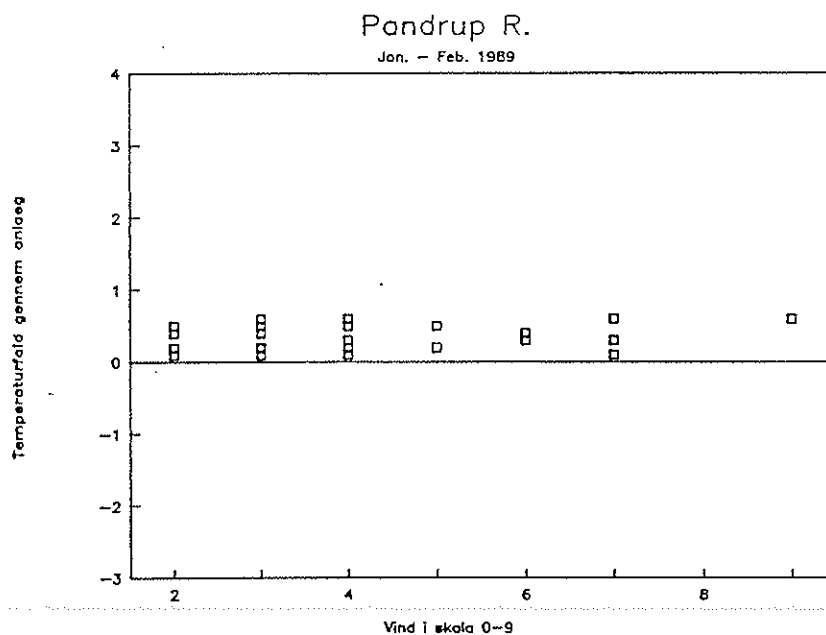
Figur A5.32. Plot af tilløbstemperaturen og de minimale lufttemperaturer

En optegning af tilløbstemperaturen set i relation til døgnetts minimale lufttemperatur vil ikke forventes at give en korrelation over den relativt korte måleperiode, men illustrerer alene de klimatiske forhold i måleperioden.

Der er ikke nogen tilsyneladende korrelation mellem temperaturfaldet i anlægget og henholdsvis skydækket og vindstyrken, jvf. figurerne A5.33 og A5.34.



Figur A5.33. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til skydækket



Figur A5.34. Temperaturfaldet gennem anlægget set i relation til vindstyrken



## APPENDIX 6: Datablad for MYLOG-datalogger

MYLOG dataopsamleren er et alsidigt instrument til fritstående opsamling af måledata. Instrumentet udfører regelmæssigt målinger via et antal følere af forskellig art.

Hver måling bliver gemt i instrumentets interne lager sammen med tidspunktet for målingen.

Dette lager kan så tømmes over i et transportabelt lager ved et regelmæssigt tilsyn. På denne måde flyttes data fra instrumentet til DATABOX indlæseenheden, som typisk er placeret på et kontor med forbindelse til den datamat, der skal behandle de opsamlede målinger.

Instrumentets lagerkapacitet er begrænset af det interne lager, og bestemmer således hvor tit instrumentet skal tømmes for målinger. Jo flere samtidige målinger der foretages, og jo oftere, jo hyppigere skal instrumentet tilses og tømmes.

Instrumentet kan skræddersys til mange forskellige typer opgaver. Dels kan der tilsluttes et stort antal forskellige følere i forskellige kombinationer, dels kan instrumentet programmeres til at foretage målingerne med forskellige hyppigheder.

Information om instrumentets status gemmes ved midnat, eller hvis der iøvrigt ændres i instrumentets virkemåde. Informationen omfatter både instrumentets og de enkelte kanalers tilstand.

Instrumentet er udstyret med batteri, men kan også tilkobles en ydre strømforsyning.

### Tekniske specifikationer for MYLOG

#### Kapacitet:

Standard: 24 kB RAM lager.

Udvidet: op til 120 kB RAM lager.

#### Strømforbrug:

Imellem målinger: ca. 20 uA.

Under målinger: ca. 100 mA.

#### Batteri:

9 stk. Varta type 4020 - ikke genopladelige.

Kapacitet: 12 A/h ved 20 °C.

#### Sikring:

500 mA træg

#### Dataoverførsel:

Parallel, RS-232 og til T-Ram.

(ved RS232 er det 9600 baud, 8 bit, no paritet og 1 stop-bi.)

Kapacitet i T-Ram:  
32 kB eller 64 kB.

Digital tællekanal:  
Område: +/- 7999 trin  
Opløsning: 1 trin.  
Nøjagtighed: +/- 1 trin

14-bit analog kanal:  
Område: 4 1/2 ciffer.  
Opløsning: +/- 1 - 20.000.  
Nøjagtighed: +/- 10

8-bit analog kanal:  
Område: 0-5 V DC  
Opløsning: 20 mV  
Nøjagtighed: +/- 20 mV

Ur:  
Programmerbart, krystalstyret.  
Dato med år, måned, dag, ugedag.  
Klokkeslet med time, minut, sekund.

Intervalur:  
Programmerbart, krystalstyret.  
Interval: 1 - 999 min.  
Start på klokkeslet med time og minut.

Tælledektektor:  
Optisk aflæsning.  
Opløsning: 1 mm.  
Nøjagtighed: < 0.3 %  
Maksimal tællehastighed: 100 mm/sek.  
Strømforbrug ca. 150 mA.  
Spænding: 5 V +/- 0.25 V DC

Dataskærm:  
2 linier a 24 linier. Genskrives ca. 3 gange/sek.

Luftfugtighed:  
20% - 100%

Temperatur område:  
-30 °C - +70 °C

Mål og vægt:  
140 x 200 x 350 mm. Ca. 4 kg.

# APPENDIX 7: Program for model til beregning af energiudveksling

/\* PROGRAM I SAS TIL BEREGNING AF TEMPERATUR PÅ RENSNINGSSANLÆG \*/

OPTIONS CENTER PAGESIZE=80 LINESIZE=132;

/\* INDLÆSNING AF TIME.DAT \*/

DATA TIME1;

FILENAME TIME1 'TIME.DAT';

INFILE TIME1 FIRSTOBS=337 OBS=432;

INPUT DATO DATETIME13. T33 T55 T7 T8 D1 V2 TA F1 S1 S2 DAY;

FORMAT DATO DATETIME13.0;

/\* KORREKTION FOR VIND TIL 2M \*/

V2=0.7\*0.7\*V2;

/\* BEREGNING AF VARMETAB \*/

DATA VARME;

SET TIME1;

/\* KONSTANTER \*/

rho = ' 998';	/* VANDS DENSITET (kg/m3)	*/
Cp = '1000';	/* VANDS VARMEFYLDE (cal/kg°C)	*/
vol = '2460';	/* VOLUMEN (m3)	*/
A = ' 630';	/* OVERFLADEAREAL (m2)	*/
Me = ' 875';	/* MEKANISK ENERGI (kWh/d)	*/
Sr = ' 360';	/* COD (kg)	*/
eps = ' 0.97';	/* VARMEUDSTRÅLING	*/
SB = ' 1.17e-3';	/* STEFAN BOLTZMANS KST. (cal/m2*d*K4)	*/
ld = ' 0.03';	/* VARMETILBAGESTRÅLING	*/
beta = ' 0.88';	/* ATM. STRÅLINGSEFAKTOR	*/
Q1 = ' 0.336';	/* LUFTSTRØMNING (m3/s)	*/
Aj = '1500';	/* VÆGAREAL (m2)	*/
U = ' 2e4';	/* VARMEOVERFØRSELSKOEFG. (cal/m2*d*°C)	*/
Tj = ' 8';	/* JORDTEMPERATUR (°C)	*/
Ts = ' 8.88';	/* START BASSINTEMPERATUR (C)	*/

/\* FORMLER \*/

Ef= -(1.145E6*(1-0.01*F1)+6.86E4*(T33-TA))*EXP(0.0604*TA)*V2		
*(A**0.95)/(24*rho*Cp*vol);	/* FORDAMPNING	*/
Ek= -11.8E4*(T33-TA)*V2*(A**0.95)/(24*rho*Cp*vol);	/* KONVEKTION	*/
El= -SB*A*(eps*(T33+273)**4-(1-ld)*beta*(TA+273)**4)		
/(24*rho*Cp*vol);	/* LANGBØLGE	*/
Es= 6.5E4*(49.87-50.06*SIN((2*3.14159*DAY/366)+1.71))		
*S2*(1-0.0071*(S1)**2)*A/(24*rho*Cp*vol);	/* SOLSTRÅLING	*/
Em= Me*860E3/(24*rho*Cp*vol);	/* MEKANISK	*/
Ep= Sr*1.8E6/(24*rho*Cp*vol);	/* PROCES	*/
Eb= -(148.44E6*Q1*((750.5/(T33+273))-(6.536*F1/(TA+273)))		
+(26E6*Q1*(T33-TA)))/(24*rho*Cp*vol);	/* BELUFTNING	*/
Ej= -Aj*U*(T33-Tj)/(24*rho*Cp*vol);	/* JORDVARME	*/
Ee=Ef+Ek+El+Es+Em+Ep+Eb+Ej;	/* TEMPUDVEKSLING, ATM., BEREGNET	*/
RETAIN Tud 8.88;	/* STARTANLÆGSTEMPERATUR	*/
Tud=Ee+((T55-T33)*D1/vol)+Tud;	/* ANLÆGSTEMPERATUR, BEREGNET	*/
dE=(T33-T7)*D1/vol;	/* TEMPERATUR ÆNDRING, MÅLT	*/
RETAIN dEm 0;		
dEm=sum(dEm,dE+(T33-T55)*D1/vol);	/* TEMPUDVEKSLING, ATMOSFÆRE, MÅLT	*/

/\* TEKST TIL FIL TEMPENER.OUT \*/

```

LABEL V2    ='  VIND-\HASTIGHED\    M/S'
      TA    ='  LUFT- \TEMPERATUR\   °C'
      F1    ='  RELATIV\LUFTFUGTIGHED\ %'
      D1    =' FLOW\M3/TIME'
      S1    =' SKYDÆKKE'
      Tud   ='BEREGNET\SYSTEMTEMP\   °C'
      T33   ='  MÅLT  \SYSTEMTEMP\   °C'
      T55   ='  MÅLT  \INDLØBSTEMP\   °C'
      Ek    ='KONVEKTIONS\  BIDRAG\ °C'
      Ee    ='ATMOSF.\BIDRAG,BER.\ °C'
      dEm   ='ATMOSF.\BIDRAG,MÅLT\ °C'
      Ef    ='FORDAMPNING\  ENERGI\ CAL'
      Es    ='SOLSTRÅLING\  ENERGI\ CAL'
      El    ='LANGBØLGE \  ENERGI\ CAL'
      Em    ='MEKANISK   \  ENERGI\ CAL'
      Ep    ='PROCES \ENERGI\ CAL'
      Eb    ='BELUFTNING \  ENERGI \CAL'
      Ej    ='JORDVARME  \  ENERGI\ CAL';
```

/\* PRINT TIL FIL \*/

```

PROC PRINTTO FILE='TEMPENER.OUT'NEW;
RUN;
PROC PRINT NOOBS SPLIT='\' ;
  TITLE 'AKKUMULEREDE DATA FOR TRANKÆR RENSNINGSANLÆG';
  VAR DATO Ee dEm Tud T33;
  FORMAT Ee dEm Tud T33 7.2;
RUN;
```

/\* PRINT TIL SKÆRM \*/

```

PROC PRINTTO;
RUN;
PROC PRINT NOOBS SPLIT='\' ;
  TITLE 'AKKUMULEREDE DATA FOR TRANKÆR RENSNINGSANLÆG';
  VAR DATO Ee dEm Tud T33;
  FORMAT Ee dEm Tud T33 7.2;
RUN;
```

**Bibliographic Data Sheet    Risø-M-2947(DA)**

Title and author(s)

Energy Problems in the Operation of Water Treatment Plants in Cold Periods  
Phase I (1988-1990) (In Danish)

Lotte Schleisner, Jan Scherfig, Niels Kilde, Søren Brønd, Søren Rykær

ISBN  
87-550-1757-6

ISSN  
0418-6435

Dept. or group

Systems Analysis Department

Date

January 1992

Group's own reg. No(s)

Project/contract No(s)

EM-1223/88-7

Pages	Tables	Illustrations	References
132	6	76	17

Abstract (Max. 2000 characters)

Water treatment plants encounter problems in winter periods when the temperature of sewage is below 4°C. This is due to the low efficiency of the biological processes at low temperatures.

The purpose of the project was to investigate and propose solutions to these energy problems.

The present report describes the first phase of the project, covering the period 1988-1990. During this period data was collected at several water treatment plants and a dynamic model able to calculate the heat loss in water treatment plants was developed.

Descriptors INIS/EDB

CLIMATES; COMPILED DATA; COMPUTERIZED SIMULATION; DENMARK; HEAT LOSSES; OPERATION; SEWAGE; SHIELDS; TEMPERATURE MEASUREMENT; WASTE PROCESSING; WATER TREATMENT PLANTS; WIND

Available on request from Risø Library, Risø National Laboratory,  
(Risø Bibliotek, Forskningscenter Risø), P.O.Box 49,  
DK-4000 Roskilde, Denmark. Telephone + 45 42 37 12 12, ext.  
2268/2269  
Telex 43 116. Telefax + 45 46 75 56 27.